



Universidad Nacional Mayor de San Marcos

Universidad del Perú. Decana de América
Facultad de Química e Ingeniería Química
Escuela Profesional de Ingeniería Química

Estudio experimental para adsorción de arsénico con lecho de arena verde mediante prueba rápida en una columna a pequeña escala (RSSCT)

TESIS

Para optar el Título Profesional de Ingeniera Química

AUTOR

Gina Paola CUBILLAS TERREROS

ASESOR

Mg. J. Javier ARMIJO CARRANZA

Lima, Perú

2015



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

<https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Cubillas, G. (2015). *Estudio experimental para adsorción de arsénico con lecho de arena verde mediante prueba rápida en una columna a pequeña escala (RSSCT)*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Química e Ingeniería Química, Escuela Profesional de Ingeniería Química]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)
FACULTAD DE QUÍMICA E INGENIERÍA QUÍMICA
Central: 6197000 anexo 1208

ACTA DE TÍTULO POR TESIS

Los suscritos Miembros del Jurado, nombrado por el Sr. Director de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Química, bajo la Presidencia del Ing. JORGE EDUARDO LOAYZA PÉREZ (Presidente), el Ing. GILBERTO VICENTE SALAS COLOTTA (Miembro), y el Mg. JULIO JAVIER ARMIJO CARRANZA (Asesor), después de escuchar la sustentación de la TESIS, titulada: "Estudio Experimental para Adsorción de Arsénico con lecho de Arena Verde mediante prueba rápida en una columna a pequeña escala (RSSCT)", rendido por la Bachiller en Ingeniería Química GINA PAOLA CUBILLAS TERREROS; para optar el TÍTULO PROFESIONAL de INGENIERA QUÍMICA. Acordaron calificarle con la NOTA de:

DIECIOCHO
(LETRAS)


(18)
(NUMEROS)

Ciudad Universitaria, 14 de diciembre de 2015.


Ing. JORGE EDUARDO LOAYZA PÉREZ
PRESIDENTE


Ing. GILBERTO V. SALAS COLOTTA
MIEMBRO


Mg. J. JAVIER ARMIJO CARRANZA
ASESOR


Mg. JULIO JAVIER ARMIJO CARRANZA
Director de la Escuela Académico Profesional
de Ingeniería Química



DEDICATORIA

A mis queridos padres porque siempre me incentivaron a estudiar y a mis pequeños hijos Johann e Ysabella porque ellos me inspiraron a seguir adelante.

AGRADECIMIENTOS

Le agradezco a Dios por haberme acompañado y guiado a lo largo de mi carrera, por ser mi fortaleza en los momentos de debilidad y por brindarme una vida llena de aprendizajes, experiencias y sobre todo de felicidad.

Le doy gracias a mis padres Federico y Dora pese a que mi madre no la tengo en vida siempre está presente en mi corazón, por los valores que me han inculcado, y por haberme dado la oportunidad de tener educación en el transcurso de mi vida. A mis hermanos Omar, Renzo y Elizabeth (fallecida) por ser parte importante de mi vida y representar la unidad familiar.

Le agradezco la confianza, apoyo y dedicación de tiempo a mi asesor y profesores: Mg. Julio Armijo, Mg. Cesario Condorhuaman y Mg. Ana María Osorio. Por el haber compartido conmigo sus conocimientos y sobre todo su amistad.

Gracias al Ing. Aureo Tapara y al Ingeniero Alfonso Cari de la empresa Horizonte Consultores por haberme brindado la oportunidad de desarrollar mi tesis profesional y a la empresa minera Consorcio Minero Horizonte por el apoyo, facilidades y permitir el uso de los datos y resultados.

A mis amigos por confiar y creer en mí y haber hecho de mi etapa universitaria un trayecto de vivencias que nunca olvidaré.



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
(Universidad del Perú, DECANA DE AMÉRICA)
FACULTAD DE QUÍMICA E INGENIERÍA QUÍMICA
Central: 6197000 anexo 1208

ACTA DE TÍTULO POR TESIS

Los suscritos Miembros del Jurado, nombrado por el Sr. Director de la Escuela Académico Profesional de Ingeniería Química, bajo la Presidencia del Ing. JORGE EDUARDO LOAYZA PÉREZ (Presidente), el Ing. GILBERTO VICENTE SALAS COLOTTA (Miembro), y el Mg. JULIO JAVIER ARMIJO CARRANZA (Asesor), después de escuchar la sustentación de la TESIS, titulada: "Estudio Experimental para Adsorción de Arsénico con lecho de Arena Verde mediante prueba rápida en una columna a pequeña escala (RSSCT)", rendido por la Bachiller en Ingeniería Química GINA PAOLA CUBILLAS TERREROS; para optar el TÍTULO PROFESIONAL de INGENIERA QUÍMICA. Acordaron calificarle con la NOTA de:

DIECIOCHO
(LETRAS)

(18)
(NUMEROS)

Ciudad Universitaria, 14 de diciembre de 2015.

Ing. JORGE EDUARDO LOAYZA PÉREZ
PRESIDENTE

Ing. GILBERTO V. SALAS COLOTTA
MIEMBRO

Mg. J. JAVIER ARMIJO CARRANZA
ASESOR

Mg. JULIO JAVIER ARMIJO CARRANZA
Director de la Escuela Académico Profesional
de Ingeniería Química



INDICE DE CONTENIDOS

INDICE DE CONTENIDOS	iv
INDICE DE TABLAS	vi
INDICE DE FIGURAS.....	vii
INDICE DE ANEXOS.....	ix
GLOSARIO DE TERMINOS.....	x
LISTA DE ABREVIATURAS	xv
LISTA DE SIMBOLOS	xvi
RESUMEN	19
INTRODUCCIÓN	20
CAPITULO I PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN	22
1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	22
1.1.1. Situación Problemática.....	22
1.1.2. Problema de investigación	22
1.2. OBJETIVOS.....	22
1.2.1. General.....	22
1.2.2. Específicos	22
1.3. IMPORTANCIA.....	23
1.4. LIMITACIONES Y ALCANCES.....	23
CAPITULO II MARCO TEORICO.....	24
2.1. ANTECEDENTES.....	24
2.1.1. Normatividad internacional para el arsénico	24
2.1.2. Límites Máximos Permisibles de emisiones de efluentes mineros metalúrgicos	25
2.1.3. Implicaciones de Arsénico en la Salud.....	26
2.1.4. Los casos de contaminación de Arsénico	28
2.1.5. Técnicas de remoción de Arsénico	30
2.2. QUÍMICA DEL ARSÉNICO.....	38
2.3. EL ARSÉNICO EN EL MEDIO AMBIENTE	38
2.4. ESPECIES ACUOSAS DEL ARSÉNICO.....	38
2.4.1. Arseniato	39
2.4.2. Arsenito	40
2.5. ARENA VERDE DE MANGANESO.....	43
2.5.1. La glauconita	43
2.5.2. Antecedentes de dióxido de manganeso	48
2.5.3. Antecedentes permanganato de potasio	50
2.6. TRATAMIENTO DE AGUA CON ARENA VERDE DE MANGANESO	51
2.6.1. Química	51

2.6.2.	Características físicas típicas y parámetros de funcionamiento.....	52
2.6.3.	Remoción de Arsénico por filtración con arena verde	54
2.7.	ISOTERMAS DE ADSORCIÓN	58
2.7.1.	Ecuación de la isoterma de Langmuir	59
2.7.2.	Ecuación de la isoterma de Freundlich	61
2.8.	PRUEBA RÁPIDA EN COLUMNA A ESCALA PEQUEÑA (RSSCT)	63
2.8.1.	Modelos de Poro de flujo dispersado y de Difusión superficial (DFPSDM)	63
2.9.	DISEÑO DE COLUMNAS RSSCT	64
2.9.1.	Escalamiento y similitud	64
2.9.2.	Escalamiento de un adsorbedor a escala completa RSSCT	65
2.9.3.	Escalamiento del EBCT	67
2.9.4.	Escalamiento del tiempo de operación.....	68
2.10.	ESTUDIO DE ELIMINACIÓN DEL ARSÉNICO A ESCALA COMPLETA	71
2.11.	ESTUDIO REMOCIÓN DE ARSÉNICO A ESCALA PILOTO.....	75
2.12.	PRUEBA RÁPIDA DE COLUMNA A PEQUEÑA ESCALA (RSSCT)	77
CAPITULO III PARTE EXPERIMENTAL		78
3.1.	IMPLEMENTACIÓN	79
3.1.1.	Materiales	79
3.1.2.	Equipos.....	79
3.1.3.	Insumos Químicos Usados.....	80
3.2.	PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL.....	82
3.2.1.	Isoterma de equilibrio Langmuir y Freundlich.....	82
3.2.2.	Prueba rápida en columna a pequeña escala (RSSCT).....	84
CAPITULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		89
4.1.	ISOTERMA FREUNDLICH.....	89
4.2.	PRUEBA EXPERIMENTAL EN COLUMNA A PEQUEÑA ESCALA (RSSCT)	91
4.3.	MODELO CLARK	92
4.4.	CARACTERÍSTICAS DE LA MUESTRA A TRATAR	93
4.5.	TIEMPO DE CONTACTO DE 4 MINUTOS	93
4.6.	TIEMPO DE CONTACTO DE 8 MINUTOS	98
4.7.	EJEMPLO DE DISEÑO DE UNA COLUMNA A ESCALA COMPLETA A PARTIR DE UN RSSCT MEDIANTE FACTORES DE ESCALA	102
CONCLUSIONES		108
RECOMENDACIONES.....		109
ANEXOS		115

INDICE DE TABLAS

Tabla N° 1	Niveles máximos permisibles de concentración de arsénico.	25
Tabla N° 2	Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades Minero – Metalúrgicas D.S. N° 010-2010-MINAM.	26
Tabla N° 3	Tamaño de partícula retenido en función de la granulometría del medio filtrante.	33
Tabla N° 4	Datos energéticos para la reacción Arsénico Inorgánico	40
Tabla N° 5	Propiedades Físicas típicas Greensand (Inversand).....	53
Tabla N° 6	Parámetros de funcionamiento típicas de Filtros manganoso Greensand (Inversand).....	53
Tabla N° 7	Grupos adimensionales usados en el modelado de procesos de adsorción	66
Tabla N° 8	Eliminación de arsénico utilizando arena verde de manganoso en Kelliher, Saskatchewan (Magyar, 1992).....	74
Tabla N° 9	Especificaciones Técnicas	81
Tabla N° 10	Contenido de arsénico (As^{+5}) por cada litro de agua preparada	84
Tabla N° 11	Parámetros de diseño de la columna a escala completa con respecto al RSSCT con EBCT= 4 min	84
Tabla N° 12	Parámetros de diseño de la columna a escala completa con respecto al RSSCT con EBCT= 8 min	88
Tabla N° 13	Parámetros de Freundlich para el tratamiento con 1 g y 0,1 g de arena verde	90
Tabla N° 14	Características físicas de columna y del adsorbente	92
Tabla N° 15	Valores de los parámetros Fisicoquímicas y concentración de metales de la muestra antes del ensayo en la columna RSSCT	93
Tabla N° 16	Características de As del efluente en función del tiempo para EBCT = 4 min y masa del adsorbente = 9,45g	94
Tabla N° 17	Determinación Características de As del efluente en función del tiempo para EBCT = 8 min y masa del adsorbente = 18,90 g.....	98

INDICE DE FIGURAS

Figura N° 1	Ejemplos de cáncer de piel causado por la ingestión prolongada de aguas con arsénico (Bangladesh).....	27
Figura N° 2	Campos de aplicación de los procesos de separación con membrana.	36
Figura N° 3	Diagrama Eh-pH de especies acuosas de Arsénico en el sistema As-O ₂ -H ₂ O.	42
Figura N° 4	Especies de As(V) como función de pH.	42
Figura N° 5	Especies de As(III) como función de pH.	42
Figura N° 6	Cómo el Arsénico ingresa al medio ambiente (Moreno, 2011)	43
Figura N° 7	Estructura de la Moscovita, $KAlAl_2[Si[Si_3Al_{10}](OH)_2]$ (sustitución acoplada K-AlIV) Capa dioctaédrica (Al ⁺³) entre tetraédricas + cationes interlaminares.....	44
Figura N° 8	Estructura idealizada de glauconita (Nesse and Schulze, 1991)	45
Figura N° 9	Fotografía del microscopio electrónico de barrido de partículas Greensand (Hanson et al., 1999)	47
Figura N° 10	Scanning Electron Microscope Análisis Elemental de Greensand superficie (Hanson et al., 1999).....	47
Figura N° 11	Esquema idealizado de Intercambio de iones de dióxido de manganeso (Posselt et al., 1968).....	48
Figura N° 12	Procesos que controlan el transporte de arsénico de la solución al interior de medios adsorbentes granulares (Aragon, 2004).	56
Figura N° 13	Curvas de rompimiento de columna campo para GFH, agua del grifo en el Patio Pinos de Ciudad del Albuquerque (Lillo, 2003b)	70
Figura N° 14	Variación temporal del arsénico en agua industrial minero metalúrgico	72
Figura N° 15	Diagrama de flujo del Sistema de tratamiento piloto desarrollado para las aguas minero metalúrgicos con contenido de arsénico.....	73
Figura N° 16	Volumen de los espacios vacíos en una columna de adsorción.	86
Figura N° 17	Isoterma de Freundlich de la concentración de la fase adsorbente en el equilibrio (q _A) y la concentración del adsorbato en el equilibrio de la solución (C _A) a escala logarítmica	91
Figura N° 18	Variación pH en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.....	95
Figura N° 19	Variación de la turbidez en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.	96
Figura N° 20	Variación del As en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.....	97
Figura N° 21	Variación de pH en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.....	99

Figura N° 22	Variación de la turbidez en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.	100
Figura N° 23	Variación del As en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.....	101
Figura N° 24	Variación de porcentaje de remoción de As del efluente en la columna de adsorción de arena verde.	102
Figura N° 25	Variación del As en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde para EBCT de 8 min.	107

INDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: Hoja técnica de Arena Verde de Manganeso de la compañía Inversand.

ANEXO 2: Diagrama de flujo de la planta piloto de proceso de tratamiento.

ANEXO 3: Fotos de las pruebas realizadas en campo y laboratorio.

ANEXO 4: Resultados de los análisis de laboratorio acreditados SGS y Inspectorate.

ANEXO 5: Diagrama de flujo propuesto para el tratamiento del agua residual minero metalúrgico de la Unidad Parcoy.

GLOSARIO DE TERMINOS

Adsorbato: Sustancia adsorbida en la superficie de un adsorbente: el adsorbato se adhiere sobre la superficie del adsorbente por un proceso de adsorción

Adsorbente: Es el medio sólido en los que se produce la adsorción.

Adveccion: Proceso de transporte (principalmente horizontal) de una sustancia o de una propiedad como el calor, la humedad o la salinidad, por efecto del movimiento del fluido por ejemplo el viento o las corrientes marinas.

Afluente: corresponde a un curso de agua, también llamado tributario, que no desemboca en el mar, sino en otro río más importante con el cual se une en un lugar llamado confluencia.

Amortiguamiento: La amortiguación o amortiguamiento se define como la capacidad de un sistema o cuerpo para disipar energía cinética en otro tipo de energía.

Antracita: La antracita es el carbón mineral más metamórfico y el que presenta mayor contenido en carbono. Es de color negro a gris acero con un lustre brillante. La roca constituye alrededor de un 1% de las reservas mundiales de carbón mineral. Se puede hallar en varios países incluyendo el oriente de Canadá y de EE.UU., Sudáfrica, China, Australia y Colombia.

Área superficial específica: Área superficial externa por peso de una partícula seca, debido a que la mayoría de las partículas adsorbentes tienen una forma irregular, la superficie externa por unidad de masa es definida como $3/R\phi\rho_a$ en donde R es igual al radio de la partícula.

Coeficiente de uniformidad: El coeficiente de uniformidad está relacionado con el origen del suelo, y cuanto menor es, más uniforme es el suelo. De esta forma, valores del coeficiente de uniformidad inferior a 5 corresponden a suelos uniformes y los inferiores a 2,5 a suelos muy uniformes. Por ejemplo, las arenas de playa eólicas tienen coeficientes de uniformidad inferiores a 2. En el otro extremo están los suelos no uniformes que tienen coeficientes de uniformidad

mucho mayores, como los suelos de origen glaciar que pueden tener coeficientes de uniformidad mayores de 200.

Curva de rompimiento: se define como la cantidad mínima de solvente necesaria para humedecer una cantidad definida de adsorbente en la columna. (Si la masa de adsorbente es demasiado grande frente al volumen de solvente se puede causar una elución incompleta. Se puede causar una retención incompleta de los compuestos de interés en el caso contrario).

Densidad aparente de partículas, ρ_a : peso de las partículas de adsorbente seco y fresco dividido por el volumen total de la partícula adsorbente. El volumen total incluye el sólido y el volumen de poros.

Densidad de las partículas de adsorbente en un adsorbente, ρ_s : peso de partículas adsorbentes secas (y fresco), dividido por el volumen sólido. La densidad de carbón activado es aproximadamente igual a la densidad del grafito (≈ 2 g/mL).

Densidad del contactor o adsorbente, ρ_f : Peso de partículas adsorbentes secas (y frescas) dividido por el volumen total de lecho empaquetado, incluyendo el volumen de lecho de poro.

Difusividad superficial: Parámetro que cuantifica la capacidad de transferencia de materia intragranular en las reacciones que se llevan a cabo en la superficie de un material para dotar de características de resistencia a la capa modificada.

Edad Cretácico: Durante el Cretácico, el nivel de los mares estaba en continuo ascenso. Este crecimiento llevó al nivel del mar hasta cotas jamás alcanzadas anteriormente, incluso zonas anteriormente desérticas se convirtieron en llanuras inundadas. En su punto máximo, solamente un 18 % de la superficie de la Tierra estaba sobre el nivel de las aguas (hoy en día la superficie emergida es del 29 %).

Escorrentía: La Escorrentía es la parte de la Precipitación que llega a alimentar a las corrientes superficiales, continuas o intermitentes, de una cuenca. Existen distintos tipos de escorrentías dependiendo de su procedencia: a) Escorrentía

Superficial o Directa, b) Escorrentía Hipodérmica o Subsuperficial y c) Escorrentía Subterránea.

Esfericidad, ϕ : área de la superficie externa de una partícula dividida por el área de la superficie de una esfera que tiene el mismo volumen. Describe el aumento de la superficie debido a una partícula que tiene una forma irregular.

Floculación: Es un proceso químico mediante el cual, con la adición de sustancias denominadas floculantes, se aglutinan las sustancias coloidales presentes en el agua, facilitando de esta forma su decantación y posterior filtrado.

Flujo Advectivo: flujo másico advectivo se refiere al movimiento pasivo de solutos disueltos en el agua.

Isoterma de equilibrio: relación de partición en equilibrio entre la concentración de adsorbato en fase acuosa neta y la concentración de adsorbato en fase sólida a una temperatura constante.

Membrana: Las membranas son películas delgadas hechas con estructuras diseñadas para proporcionar un transporte selectivo de los solutos. En general, la selectividad de una membrana se basa en su capacidad de pasar o excluir especies de acuerdo a su tamaño. Estructuras de membrana puede ser homogénea o asimétrica. Las membranas homogéneas se han desarrollado para la microfiltración y la hemodiálisis, mientras que las membranas asimétricas se han desarrollado con el fin de minimizar la reducción en el flujo de disolvente.

Modelo Difusión intraparticular: El modelo de difusión intraparticular desarrollado por Weber y Morris puede ser utilizado como una primera aproximación para describir el proceso de adsorción en carbones activados granulares.

Objetivo del tratamiento: concentración de adsorbato (Arsénico) en fase acuosa que determina la vida del lecho adsorbente (Arena verde).

Oxianiones: Es un ión poliatómico, constituido por un átomo central de un elemento (generalmente no metal, pero pueden ser elementos de distintos grupos de la tabla periódica) y uno o varios átomos de oxígeno. Como todos los

aniones, los oxianiones tienen carga negativa, dado que han ganado uno o varios electrones.

Oxidación avanzada: Los procesos químicos de oxidación avanzada usan oxidantes (químicos) para reducir los niveles DQO/DBO, y para separar ambos los componentes orgánicos y los componentes inorgánicos oxidables. Los procesos pueden oxidar totalmente los materiales orgánicos como carbón, CO_2 y agua aunque no es a menudo necesario operar estos procesos hasta este nivel de tratamiento.

Perfil de rompimiento: Relación entre la concentración de adsorbato dejando el adsorbente como una función del tiempo de adsorción.

Porosidad del lecho, ϵ : volumen vacío en el contactor dividido por el volumen total que está ocupado 1 por las partículas adsorbentes. Este parámetro caracteriza la fracción del volumen del lecho en el que los fluidos se mueven.

Porosidad de partículas, ϵ_p : Ratio del volumen de poros y el volumen total de una partícula adsorbente. Este parámetro caracteriza la fracción del volumen de adsorbente que no está ocupada por el material de carbono. $\epsilon_p = 1 - (\rho_a/\rho_s)$.

Propiedades de rendimiento del adsorbato: molécula que se acumula o se adsorbe sobre el material adsorbente.

Rendimiento específico: volumen de agua tratada por masa de adsorbente utilizado en un determinado objetivo de tratamiento.

Shotcrete: El hormigón proyectado (shotcrete) es un proceso por el cual el hormigón es proyectado a alta velocidad sobre una superficie, usando una manguera donde se impulsa mediante aire comprimido, para conformar elementos estructurales o no estructurales en edificaciones. La mezcla que se utiliza para este tipo de hormigón es relativamente seca y se consolida por la fuerza del impacto, desarrollando una fuerza de compresión similar al hormigón normal o al hormigón de alta resistencia, dependiendo de la dosificación usada.

Sorción: El mecanismo por el cual los radionucleidos se fijan a las superficies de los sólidos se conoce genéricamente como sorción. El término sorción se usa normalmente para describir aquellos procesos por los cuales el elemento

disuelto, el contaminante o el radionucleido, pasan de la solución a la fase sólida, reduciendo su concentración en la solución, y se emplea para describir indistintamente los procesos de absorción.

Tamaño efectivo: Es la abertura de la malla por la cual pasa solo el 10% (en peso) de una muestra representativa del material filtrante.

Tasa de retrolavado: El ciclo de retrolavado se usa para eliminar las impurezas que se hayan acumulado en el lecho de medio adsorvente. La velocidad de retrolavado es igual a la velocidad de flujo requerida para aumentar la profundidad del lecho de 30%.

LISTA DE ABREVIATURAS

DFPSDM: Dispersed Flow Pore and Surface Diffusion Model (Modelo de Poro de flujo dispersado y de Difusión superficial).

EBCT: Empty Bed Contact Time (Tiempo de contacto en los vacío del lecho), Volumen del lecho ocupada por el adsorbente (incluidos los huecos) dividida por la velocidad de flujo a la columna).

GAC: Granular Activate CARbon (Carbón activado granular)

GFH: Granular Ferric Hydroxide (Hidróxido Férrico Granular).

LMP: Límite máximo permisible

MCL: Maximum Contaminant Level

MF: Microfiltración

MTZ: Mass Transfer Zone (Zona de Transferencia de Masa).

PAC: Carbón activado en polvo

RSSCT: Rapid Small Scale Column Test (Pruebas rápidas en minicolumnas a pequeña escala)

LISTA DE SIMBOLOS

E_H^0 = Potencial oxido-reducción estándar

R = Constante de los gases, 8,31 J/K×mol

T = Temperatura absoluta, K

F = constante de Faraday, 96500 C/mol

K_{a1}, K_{a2}, K_{a3} = Constantes de disociación del ácido arsénico

q_e = concentración de equilibrio adsorbente en fase de adsorbato, mg/g de adsorbente

C_0 = concentración en fase acuosa inicial de adsorbato, mg/L

C_e = concentración en fase acuosa de adsorbato en equilibrio, mg/L

V = volumen de la fase acuosa añade a la botella, L

M = masa de adsorbente, g

S_v = Zonas de la superficie disponibles, mmol/m²

A = Especies de adsorbato A en solución, mmol

SA = Especies de adsorbato unidos a zonas de la superficie, mmol/m²

K_{ad} = Constante adsorción en el equilibrio de Langmuir, L/mg

C_A = Concentración en el equilibrio del adsorbato A en solución, mg/L

ΔG_{ads}^0 = Cambio de energía libre por adsorción, J/mol

R = Constante universal de los gases, 8.314 J/mol • K

T = Temperatura absoluta, K (273 + °C)

ST = número total de zonas disponibles o cobertura monocapa, mol/m² despejando SA

q_A = concentración del adsorbato A en equilibrio en fase adsorbente, mg adsorbato /g de adsorbente (ver la ecuación. 1.1)

A_{ad} = Área de superficie por gramo de adsorbente, m²/g

MW = Peso molecular del adsorbato, g/mol

C_A = Concentración en solución del adsorbato A en equilibrio, mg/L

Q_M = Concentración máxima del adsorbente en fase adsorbato cuando los sitios superficiales están saturados de adsorbato, $S_{TA_{ad}}MW$, mg de adsorbato/g de adsorbente

b_A = Constante de adsorción de Langmuir del adsorbato A, K_{ad} , L/mg

K_A = Parámetro de capacidad de adsorción de Freundlich, $(\text{mg/g})(\text{L/mg})^{1/n}$

$1/n$ = parámetro de intensidad de adsorción de Freundlich, sin unidades

ΔH_M° = Energía promedio de zonas de adsorción, J/mol

R = Constante universal de los gases, 8.314 J/mol K

ΔH_{ad}° = Cambio de entalpía sitio, J/mol

T = Temperatura absoluta, K ($273 + ^\circ\text{C}$)

r = Constante de proporcionalidad

D_g = Parámetro de distribución de soluto

Pe = Número de Peclet

St = Número de Stanton

Bi = Número de Biot

Ed_s = Modulo de difusión superficial

Ed_p^a = Grupo adimensional para la transferencia de masa intraparticular

$EBCT_{SC}$ = Tiempo de contacto en los vacío del lecho en la columna a pequeña escala, min

$EBCT_{LC}$ = Tiempo de contacto en los vacío del lecho en la columna a escala completa, min

d_{SC} = diámetro de la partícula de adsorbente en la columna a pequeña escala, mm

d_{LC} = diámetro de la partícula de adsorbente en la columna a escala completa, mm

t_{SC} = Tiempo de funcionamiento de la columna a pequeña escala, d

t_{LC} = Tiempo de funcionamiento de la columna a escala completa, d

R_{SC} = radio de la partícula del adsorbente en la columna a pequeña escala, mm

R_{LC} = radio de la partícula del adsorbente en la columna a escala completa, mm

M_{SC} = Masa de adsorbente en la columna a pequeña escala, kg

Q_{SC} = Tasa de flujo de agua en la columna a pequeña escala, L/s

$\rho_{F,SC}$ = Densidad aparente de la columna a pequeña escala, g/mL

v_{SC} = velocidad superficial (carga hidráulica) de la columna pequeña escala, m/h

v_{LC} = velocidad superficial (carga hidráulica) de la columna a escala completa, m/h

μ_l = viscosidad del líquido a tratar

V = Volumen de la columna

D = Diámetro de la columna

H = Altura de la columna

V_{EB} = Volumen de contacto

Q = Concentración de ingreso

Q' = Concentración a la salida

ε_p = Porosidad del lecho de arena verde

RESUMEN

Los métodos convencionales para la remoción de Arsénico solo pueden remover concentraciones bajas, pero no lo suficiente para ciertos rangos de concentración. Por lo que el tratamiento en aguas industriales se realiza en varias etapas, la reducción de arsénico a valores por debajo del recomendado por la legislación ambiental peruana, o más aun a valores por debajo de lo recomendado por la OMS, solo se logran mediante métodos avanzados de tratamiento. Por lo tanto, nos hemos planteado el siguiente objetivo; “Determinar la capacidad de adsorción de Arsénico en arena verde mediante prueba rápida en una columna a pequeña escala (RSSCT) como tratamiento complementario a la oxidación - coagulación y sedimentación en aguas decantadas de una presa de relaves”. Del desarrollo del presente estudio se llegó a las siguientes conclusiones:

El análisis estadístico determinó la existencia de una relación lineal para la isoterma de Freundlich con datos experimentales para 1 g y 0,1 g de arena verde.

En las pruebas de laboratorio para determinar la capacidad de adsorción de la arena verde, mediante el uso de la columna (RSSCT) para tiempo de contacto de 8 minutos y 4 minutos, se determinó que por cada volumen de lecho los porcentajes de remoción para un tiempo de contacto de 8 minutos son mayores.

Se usó el modelo de Clark debido a que se ajusta mejor a la isoterma de Freundlich. Se utilizó las constantes de Freundlich para ajustar los datos al modelo de Clark, a partir del cual se realizó el escalamiento con datos experimentales para encontrar los parámetros de diseño de una columna a escala completa con un caudal de 25,92 L/s (93,312 m³/h). La columna a escala completa diseñada con la información proporcionada por la curva de rompimiento y los datos experimentales tiene un EBCT de 8 min, una altura de 7,2 m, un diámetro de 1,28 m, se requiere una masa de arena verde de 4980 kg, con estas características esta columna sería capaz de tratar 18924 m³, en 8,45 días, después de la cual se tiene que realizar una regeneración de la arena verde.

INTRODUCCIÓN

El arsénico (As) forma parte de los metales semiconductores de la tabla periódica, que se combina fácilmente con muchos otros elementos. Se presenta en las aguas naturales, predominantemente en los estados de oxidación de [3 As(III) y 5 (As(V)]. No tiene olor ni sabor. El más común de los minerales de As es arsenopirita (FeAsS), y se encuentra asociado con muchos tipos de depósitos minerales, especialmente aquellos que incluyen la mineralización de sulfuro (Boyle and Jonasson, 1973). Las concentraciones de As en agua superficial no contaminada y el agua subterránea están típicamente en el intervalo de 1-10 $\mu\text{g/L}$. Se pueden encontrar concentraciones elevadas en las aguas superficiales y las aguas subterráneas de 100-5000 $\mu\text{g/L}$ de zonas de mineralización de compuestos de azufre (Fordyce et al., 1995; Welch et al., 2000). El estándar nacional de calidad ambiental (ECA) para el arsénico establece un valor en aguas superficiales para la cuenca donde se encuentra ubicada la Unidad Parcoy de Consorcio Minero Horizonte de 0,01 mg/L, para efluentes de operaciones minero metalúrgica actualmente se exige un límite máximo permisibles de 0,1 mg/L.

El crecimiento de la actividad minera en el Perú en los últimos años, ha llevado al país a ser tercer productor de plata, cobre, zinc y estaño, cuatro lugar de plomo y sexto lugar en la producción de oro en el mundo (MINEM, 2013), pero también este crecimiento trajo consigo problemas ambientales, una de ellas es la presencia de arsénico por encima de niveles admisibles para efluentes de operaciones minero metalúrgicos. Además se han incrementado también el control y regulación mediante una exigente normativa ambiental, la cual ubica el contenido de arsénico de algunas descargas por encima de los límites máximos permisibles.

Los principales minerales explotados en las operaciones mineras de la Unidad Parcoy propiedad de consorcio Minero Horizonte, son arsenopiritas, que pasan por toda la operación metalúrgica. Las colas (relaves) de este proceso son enviadas al depósito de relaves, donde se decanta el agua, posteriormente pasa a una poza de sedimentación antes de la descarga al cuerpo receptor.

La investigación realizada en las instalaciones de la Unidad Parcoy, consta de una serie de etapas, las cuales se iniciaron con pruebas de laboratorio aplicando diferentes tipos de tratamientos, principalmente adaptados de los tratamientos convencionales y no convencionales para la remoción de arsénico de aguas subterráneas en diferentes partes del mundo, entre ellas las realizadas en el sur del Perú (UNI, 2010), en Argentina y Chile (Galindo et al., 2005), países donde las aguas subterráneas contienen arsénico por encima de los niveles aceptado por los diferentes valores guías para el arsénico, establecidos para varios países y/o agencias reguladoras. Después de la realización de la pruebas de laboratorio se procedió a seleccionar las tecnologías más adecuadas al agua residual procedente de las actividades minero metalúrgicas, donde el arsénico se ha convertido en un constituyente persistente. Se ha determinado que el tratamiento a seguir debe constar de cuatro etapas; una primera etapa de oxidación, una segunda de coagulación, una tercera de floculación sedimentación y una cuarta de adsorción. Las tres primeras etapas denominadas convencionales reducen significativamente el contenido de arsénico, sin embargo, no logran reducir el contenido de As por debajo del límite máximo permisibles, para lograr esta reducción se procede a usar un tratamiento por adsorción con arena verde (Greensand plus) la cual dio resultados alentadores como medio de adsorción a nivel de laboratorio.

En el presente trabajo se estudia la adsorción de arsénico con arena verde, de aguas residuales generadas por operaciones minero metalúrgico, mediante una columna RSSCT (Rapid Small Scale Column Test) como alternativa a las pruebas piloto, necesarias para el diseño de una columna de adsorción a escala completa.

CAPITULO I

PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1.1. Situación Problemática

Los métodos convencionales no reducen la concentración de arsénico por debajo del LMP (Límite Máximo Permisible) que es de 0,1 mg/L.

1.1.2. Problema de investigación

¿En cuánto mejorará la eficiencia de remoción de arsénico al tratamiento convencional por oxidación-coagulación usando como etapa complementaria la adsorción del Arsénico en una columna de arena verde en aguas residuales industriales mineros metalúrgicos?

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. General

Determinar la capacidad de adsorción de Arsénico en una columna de arena verde mediante prueba rápida en una columna a pequeña escala (RSSCT) como tratamiento complementario a la oxidación-coagulación y sedimentación en aguas decantadas de una presa de relaves.

1.2.2. Específicos

- Caracterizar el agua proveniente de la presa de relaves después del proceso de oxidación-coagulación y sedimentación la cual necesita ser tratado con arena verde.
- Calcular las concentraciones de arsénico en el equilibrio de la fase adsorbente.

- Determinar los parámetros de las isothermas de Langmuir y Freundlich.
- Diseñar una columna RSSCT a partir de las características de la arena y el agua a tratar.
- Diseñar una columna de adsorción de arena verde a escala completa mediante factores de forma a partir de los datos del RSSCT (determinando la curva de rompimiento aproximada).

1.3. IMPORTANCIA

Es necesario realizar una serie de estudios de investigación relacionados a los sistemas de tratamiento no probados en el país, y que pueden resultar mucho más eficientes que las convencionales, o que formen parte de estas para optimizar recursos y lograr reducir el contenido de arsénico en el agua, incluso por debajo de valores exigidos para aguas superficiales; también la legislación ambiental en el Perú se hace cada vez más exigente, propiciando el desarrollo de nuevas técnicas de tratamiento de aguas residuales industriales en el ámbito minero metalúrgico.

1.4. LIMITACIONES Y ALCANCES

Se ha realizado una serie de pruebas con otros tipos de adsorbentes, así como métodos convencionales de tratamiento, solo la arena verde resultó eficiente en la remoción de arsénico en comparación a otros adsorbentes. A pesar que el estudio solo se limita a la capacidad de la arena verde para la remoción de arsénico.

El estudio describe las características de la arena verde tales como su forma, estructura cristalina y composición química que hace posible una mejor adsorción del arsénico con respecto a otros adsorbentes.

El estudio no se contempla la regeneración, recirculación u otro tipo de operación adicional que pueda optimizar el tratamiento en conjunto del agua residual minero metalúrgico, estas cuestiones pasarían a formar parte de un estudio posterior.

CAPITULO II

MARCO TEORICO

2.1. ANTECEDENTES

El uso de tratamientos convencionales combinados de oxidación, coagulación y sedimentación no han sido lo suficientemente eficientes para la reducción de arsénico, por tal razón se optó por realizar pruebas de adsorción en columnas de arena verde, para completar el tratamiento y lograr remover el arsénico por debajo del LMP tal como establece la legislación peruana.

Las aguas residuales industriales producto del proceso minero metalúrgico, contienen niveles de Arsénico muy superiores al agua subterránea a las cuales hacen referencia la mayoría de estudios, por lo tanto, se debe resaltar la capacidad de adsorción de la arena verde como etapa complementaria a la precipitación química.

El arsénico se presenta naturalmente en el suelo y en minerales, por lo tanto puede entrar al aire en forma de polvo que levanta el viento del suelo, también puede entrar al agua de escorrentía o en aguas que se filtran a través del suelo. Las erupciones volcánicas constituyen otra fuente de arsénico. El arsénico está asociado con minerales que se minan para extraer metales, como por ejemplo cobre y plomo, también puede entrar al ambiente cuando se extraen o funden estos minerales.

2.1.1. Normatividad internacional para el arsénico

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norte América (EPA), clasifica al arsénico como cancerígeno en el grupo A, debido a la evidencia de sus efectos adversos sobre la salud. La eliminación natural del organismo humano es por vía

urinaria, heces, sudor y epitelio de la piel (descamación), entre otros.

Existen valores máximos de concentración, permitidos y establecidos por organizaciones como la EPA y la Organización Mundial de la Salud (OMS), después de algunos estudios de toxicidad del arsénico y costos de implementación de sistemas de remoción de metales en las plantas potabilizadoras.

En la tabla N° 1, se presentan diferentes valores guías para el arsénico establecidos por varios países y/o agencias reguladoras.

Tabla N° 1 Niveles máximos permisibles de concentración de arsénico.

País/Organización	[As] mg L⁻¹
OMS	0.010
EUA	0.010
UE	0.010
Chile	0.050
India	0.010
México	0.025

2.1.2. Límites Máximos Permisibles de emisiones de efluentes mineros metalúrgicos

Los parámetros escogidos para la evaluación están relacionados con los usados en el D.S. 010-2010-MINAM, que a la vez forma parte del objetivo del presente estudio (MINAM, 2010).

Tabla N° 2 Límites Máximos Permisibles para la descarga de efluentes líquidos de actividades Minero – Metalúrgicas D.S. N° 010-2010-MINAM.

Parámetro	Unidad	Límite en cualquier momento	Límite para el Promedio anual
pH		6 – 9	6 - 9
Sólidos Totales en Suspensión	mg/L	50	25
Aceites y Grasas	mg/L	20	16
Cianuro Total	mg/L	1	0,8
Arsénico Total	mg/L	0,1	0,08
Cadmio Total	mg/L	0,05	0,04
Cromo Hexavalente(*)	mg/L	0,1	0,08
Cobre Total	mg/L	0,5	0,4
Hierro (Disuelto)	mg/L	2	1,6
Plomo Total	mg/L	0,2	0,16
Mercurio Total	mg/L	0,002	0,0016
Zinc Total	mg/L	1,5	1,2

(*)En muestra no filtrada

2.1.3. Implicaciones de Arsénico en la Salud

El arsénico es un elemento extremadamente tóxico para el organismo humano, y, no solo en concentraciones altas, donde la exposición causa efectos agudos que pueden llegar a ser letales, también la exposición durante un largo período a bajas concentraciones relativas de arsénico (por ejemplo, por ingestión de agua) tiene efectos negativos crónicos para la salud, que incluyen Fig. 1, (NRC, 1999). Por eso, el arsénico en las aguas superficiales (ríos, lagos, embalses) y aguas subterráneas (acuíferos) susceptibles de ser utilizadas para consumo, constituye una gran amenaza para la salud. Ello es así, que ha llevado a organismos como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Unión Europea (Directiva 98/83) o la Agencia de Protección Ambiental estadounidense (USEPA) a establecer la reducción del límite del contenido de arsénico en agua de consumo de 50 a 10 µg/L (WHO, 1993).

El consumo de agua de pozo contaminada con arsénico tiene efectos negativos crónicos para la salud. Ingerir o respirar niveles

bajos de As inorgánico durante mucho tiempo puede causar un oscurecimiento de la piel y la aparición de pequeños "granos" o "verrugas" en las palmas de las manos, plantas de los pies y el torso. En contacto con la piel el arsénico inorgánico puede causar enrojecimiento e hinchazón. Se han descrito envenenamientos fatales con arsénico después de la exposición oral a dosis estimadas de 2 g (Levin-Scherz and Patrick, 1987), 8 g (Benramdane et al., 1999) y 21 g (Civantos et al., 1995), y los casos con resultados no fatales (por lo general después del tratamiento y, a menudo con secuelas neurológicas permanentes) se han reportado después de dosis orales de 1-4 g (Fincher and Koerker, 1987) hasta 8-16 g (Mathieu et al., 1992). Se han observado intoxicaciones graves, no mortales en los recién nacidos después de una dosis de 0,7 mg de trióxido de arsénicos (As_2O_3) (Cullen et al., 1995), 9-14 mg (Watson et al., 1981) y 2,400 mg (4 mg/kg) (Brayer et al., 1997). También se han descrito incidentes por exposición oral continua o repetida al arsénico durante un corto período de tiempo. El agua potable que contiene 108 mg/L expuesta por una semana a 9 personas causó el fallecimiento de 2 de ellas, 4 desarrollaron encefalopatía y 8 síntomas gastrointestinales (Armstrong et al., 1984).



Figura N° 1 Ejemplos de cáncer de piel causado por la ingestión prolongada de aguas con arsénico (Bangladesh)

2.1.4. Los casos de contaminación de Arsénico

Se estima que unos treinta millones de personas están expuestas a agua contaminada con arsénico, y un cuarto de estos presentan síntomas derivados de una exposición aguda en al menos cinco países del sureste asiático: Bangladesh, India, Nepal, Tailandia y Myanmar (Cao et al., 2003). La Organización Mundial de la Salud recomienda un nivel máximo de arsénico de 10 µg/L en agua (Bissen and Frimmel, 2003) y, sin embargo, la concentración de arsénico en aguas superficiales excede de 2000 µg/L en determinadas áreas de Bangladesh y de la India (Tripathi et al., 2007). Tanto el suelo como el agua de un emplazamiento son una de las principales vías de exposición a arsénico para los seres vivos, ya sea por ingesta (principalmente para niños, Rodríguez y col., 2003), inhalación o contacto dérmico (Affairs and Agency, 2002). Otra vía determinante de exposición es el paso del arsénico a la cadena trófica: el arsénico se acumula en cultivos, vegetales y frutas que crecen en suelos contaminados (Meharg and Hartley-Whitaker, 2002). Como regla general, los organismos marinos muestran mayor concentración de As que los terrestres. Por ello, los alimentos de origen vegetal y animal terrestres presentan contenidos de As relativamente bajos, mientras que los de origen marino presentan contenidos más elevados.

a) En ambientes oxidantes áridos: Argentina, México y Chile

En ambientes oxidantes, de aguas subterráneas, se favorece la movilización de As (V) a un pH superior-neutro. Por debajo de pH 8,5, el arseniato se adsorbe fuertemente a los óxidos minerales o se convierte en parte de la estructura mineral. Algunas de las grandes áreas en Argentina, México y Chile se han encontrado aguas subterráneas contaminadas con arsénico en condiciones oxidantes (Smedley and Kinniburgh, 2002)

Varios estudios se llevaron a cabo para determinar la gravedad del problema en algunas provincias de la llanura Chaco-Pampeana. Las concentraciones de arsénico oscilaron entre <10 a 720 µg/L (media 201 µg/L) en Córdoba y Santa Fe, <4 a 5280 µg/L (mediana 145 µg/L) en La Pampa, y 12 a 1660 µg/L (mediana 46 µg/L) en Tucumán (Smedley and Kinniburgh, 2002).

Importantes problemas de salud crónicas relacionados con el arsénico han surgido en la Región Lagunera en el norte de México. La principal forma del arsénico presente en la región es el As (V), y la concentración total de arsénico son 8 a 624 µg/L (media = 100 µg/L), el 50% de las muestras de agua subterránea tenía concentraciones de arsénico >50 µg/L (Smedley and Kinniburgh, 2002).

En América del Sur, la Región Administrativa de Chile se vio seriamente afectada por las altas concentraciones de arsénico en las aguas superficiales y subterráneas. Los recursos hídricos de la región son limitados debido a las condiciones áridas. Las concentraciones de arsénico en las aguas superficiales y subterráneas son generalmente >100 µg/L, con el anión arseniato presente como la principal especie (Smedley and Kinniburgh, 2002).

b) Áreas afectadas por la minería

Las actividades mineras pueden provocar la liberación de arsénico en las aguas subterráneas. Alrededor de 1000 personas fueron diagnosticadas con trastornos de la piel relacionados con el arsénico en el Phibun Distrito Ron en Nakhon Si Thammarat provincia del sur de Tailandia a finales de 1990. Las concentraciones de arsénico de hasta 5000 µg/L fueron encontradas en las aguas subterráneas poco profundas, inducidos o exacerbados por los trabajos de la mina. Otra área de la minería importante es la región de Ashanti de Ghana central, pero el arsénico se encuentra en concentraciones

sorprendentemente bajas en la región. Algunas de las áreas mineras en los EE.UU. también están seriamente contaminadas por arsénico, como el Fairbanks, Alaska, en el distrito de extracción de oro, la mina de Leviatán en California, y Kelly Creek Valley, Nevada. (Smedley and Kinniburgh, 2002).

2.1.5. Técnicas de remoción de Arsénico

a) Oxidación

Los procesos más eficientes remueven el arsénico en la forma de arseniato (As (V)) y no arsenito (As (III)) ya que éste típicamente no presenta carga por debajo de pH 9.2. Por lo tanto el tratamiento de remoción de arsénico debe incluir una etapa de oxidación para convertir el arsenito en arseniato. La oxidación puede llevarse a cabo mediante aireación simple, agentes oxidantes (hipoclorito de sodio, ozono, permanganato de potasio, peróxido, etc.) y por radiación con generadores UV (Speight, 2002).

b) Tecnologías de precipitación/filtración (incluye procesos de coagulación, filtración, ablandamiento con cal)

El proceso de coagulación y filtración es cuando el material disuelto, suspendido o en forma coloidal se transforma en partículas sedimentables por gravedad o pasibles de ser filtradas (Degremont, 1979). En la coagulación intervienen productos químicos que cambian las propiedades de cargas superficiales permitiendo que las partículas se aglomeren en flóculos o partículas de mayor tamaño. Dado que la remoción del As III es menor que la lograda en As V , se recomienda evaluar la previa oxidación del primero. Varias tecnologías se basan en la afinidad de hierro con el arsénico. Por esta razón se utilizan sales de hierro como coagulante y medios filtrantes que retengan el arsénico.

c) Coagulación / precipitación

La coagulación es el fenómeno de desestabilización de las partículas coloidales que ayudan a la formación de los "flocs" las cuales pueden ser retenidas en una fase posterior del tratamiento. Cuando los iones que se encuentran en solución pasan a forma insoluble por medio de una reacción química se produce una precipitación química. La co-precipitación ocurre cuando un contaminante inorgánico forma un complejo insoluble con el coagulante. Es fundamental en este tipo de reacción el pH y la valencia de los elementos presentes ya que influyen en la eficiencia de remoción del sistema (Speight, 2002).

Los mecanismos involucrados son: formación de compuestos insolubles, incorporación de especies solubles en el flóculo metálico y enlace electrostático del arsénico soluble en la superficie externa de los hidróxidos metálicos insolubles.

En nuestro caso, la coagulación convierte el arsénico soluble en un producto insoluble permitiendo su separación por sedimentación y/o filtración. Esta ha sido la tecnología más utilizada históricamente en el mundo. Los coagulantes más comunes son las sales metálicas. Entre ellas podemos mencionar:

- Sulfato de aluminio, hidróxido de aluminio o de cobre. Por ejemplo el sulfato de aluminio muestra en general mayor eficiencia que el sulfato férrico.
- Sales de hierro, cloruro férrico, sulfato férrico, hidróxido férrico.
- Cal o cal hidratada, opera a valores de pH mayores a 10,5 y en algunos casos requiere un tratamiento adicional para lograr una calidad de agua consistente. Este proceso se conoce como ablandamiento con cal y depende fuertemente del valor de pH.

Los factores que afectan la eficiencia del proceso son:

- Tipo y dosis de coagulante.
- Tiempo de mezcla.
- pH (se reduce la eficiencia a valores muy bajos o muy altos).
- Estado de oxidación y concentración del arsénico y relación de concentración entre As(III) y As(V).
- Temperatura.
- Presencia de otros solutos inorgánicos (tales como sulfatos, fosfatos, carbonatos y calcio).

En general se conoce como sedimentación o coagulación "mejorada" cuando se realiza control de pH y/o dosis de coagulante. Esta tecnología requiere un operador calificado para el control de las variables que afectan el proceso. En algunos casos la coexistencia de hierro y arsénico en aguas de pozo mejora la eficiencia del tratamiento.

d) Filtración

La filtración convencional es la separación de partículas sólidas al atravesar un medio que retiene estas partículas. Este medio puede contener diversos materiales, siendo los más utilizados: arena, antracita, granate, carbón activado, telas filtrantes, etc. Los filtros pueden ser clasificados de diversas maneras: de acuerdo al tipo de medio, a la hidráulica de los mismos, al lugar de acumulación de los sólidos, abiertos o cerrados, etc (Speight, 2002) (ver Figura N° 2).

La eficiencia de filtración dependerá de:

- Tipo de medio filtrante.
- Tasa de filtración (caudal por unidad de superficie).
- Tiempo de contacto o volumen por unidad de caudal.
- Sistema de Retro lavado (puede ser con agua solamente o con agua y aire).

La Tabla N° 3 muestra a modo de ejemplo (para el mismo porcentaje de remoción) el tamaño de partícula retenido en función de la granulometría del medio filtrante.

Tabla N° 3 Tamaño de partícula retenido en función de la granulometría del medio filtrante.

Granulometría medio filtrante	Tamaño de partícula removido (mismo porcentaje de remoción)
0,2 mm	5 micrones y mayores
0,3 mm	10 micrones y mayores
0,45 mm	12 micrones y mayores
0,6 mm	15 micrones y mayores
0,7 mm	20 micrones y mayores

Los filtros pueden operarse en forma manual o automatizada con contra lavados programados en función del ensuciamiento o tiempo transcurrido. En lugar de una filtración posterior a la sedimentación, se puede mejorar la eficiencia de retención de sólidos con membranas de microfiltración.

e) Adsorción

La adsorción es un proceso de transferencia de masa donde una sustancia es transferida desde la fase líquida a la superficie de un sólido y queda atrapada por fuerzas físicas o químicas. Este proceso ocurre sobre partículas sólidas en medios fijos. Es un fenómeno superficial y por lo tanto, cuanto mayor es la superficie del medio, mayor es la capacidad de acumular material. El arsénico puede ser adsorbido en la superficie de varios adsorbentes, estos pueden ser:

- **Medios especiales basados en alúmina activada.**

Pueden ser regenerados típicamente con hidróxido de sodio, enjuagado y luego neutralizado típicamente con ácido sulfúrico. En ese caso debe considerarse el tratamiento de este efluente. Existen equipos no re-generables para uso doméstico. Los factores que influyen en el diseño y eficacia de este sistema son:

- Otros iones que compiten en afinidad al medio (sulfatos, cloruros, fluoruros, sílice, hierro, etc.). Algunos aniones actúan en altas concentraciones como inhibidores.
 - pH
 - Tiempo de contacto de lecho (conocido como Empty Bed Contact Time o EBCT)
 - Ensuciamiento del medio con particulado o materia orgánica
 - Degradación de la capacidad del medio luego de las regeneraciones
 - Estado de oxidación del arsénico.
- **Medios especiales basados en adsorbentes con hierro y otros óxidos**

(Hierro modificado con sulfuro, hidróxido férrico granular, óxido férrico, óxido de titanio, etc.). Se han desarrollado distintos medios con gran éxito en Estados Unidos y Europa. En general no son re-generables y se dispone el sólido agotado. En este grupo también se encuentran los filtros de arena verde (arena cubierta con óxido de hierro o de manganeso). En este caso en particular es necesaria la dosificación continua o intermitente de permanganato de potasio. Otros medios utilizan tierra diatomea con hidróxido férrico, el que también es re-generable. En el diseño de los volúmenes debe considerarse los siguientes factores:

- Capacidad del medio filtrante (mg As removido/ L de medio)
- Otros elementos adsorbidos por el medio (cromo, plomo, selenio, molibdeno, cobre, vanadio)
- Influencia de la temperatura
- Aunque no tan fuertemente como en el proceso con alúmina activada debe tenerse en cuenta la presencia de otros compuestos (en particular hierro, nitratos, fosfatos, sulfatos y sílice), la cantidad total de sólidos disueltos y el pH. Los límites cambian de acuerdo al medio seleccionado.

- Toxicidad del medio para disposición final (Por ejemplo aprobación TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure) y NSF 61 en Estados Unidos).
- Posibilidad de regeneración
- Requerimientos de pre-oxidación
- Tiempo de contacto de lecho (conocido como Empty Bed Contact Time o EBCT)
- Tasa de filtración
- Presencia de otros metales pesados que pueden ser absorbidos (cadmio, molibdeno, selenio, etc.)

f) Intercambio iónico

El intercambio iónico es el proceso fisicoquímico de intercambio reversible de iones entre fase líquida y sólida donde no hay un cambio permanente en la estructura del sólido. La solución se pasa a través del lecho hasta que se satura y comienza la fuga de contaminantes. En ese momento la resina (fase sólida) se reactiva con una solución de re-generante que lleva los contaminantes retenidos para disposición como efluente líquido. Las resinas de intercambio iónico se basan en la utilización de una matriz polimérica de enlace cruzado. Los grupos funcionales cargados se adhieren a la matriz a través de enlaces covalentes que pueden clasificarse en: ácidos fuertes, ácidos débiles, bases fuertes y bases débiles.

Existen resinas de intercambio iónico básicas fuertes para remoción de arsénico en forma ionizada. Las resinas sulfato selectivas convencionales son las más utilizadas para remoción de arseniatos. Las resinas nitrato selectivas también remueven arsenitos. Las tecnologías más modernas de intercambio iónico son las de lecho empacado con regeneración en contracorriente, que minimizan el exceso de re-generante y aumentan la eficiencia de cada regeneración. Los nuevos desarrollos tienden a buscar resinas cada vez más específicas pero se debe prestar mucha atención a las fugas que puedan

ocurrir y la disposición del efluente de regeneración y de la resina.

En el diseño se debe considerar:

- Otras especies iónicas (sulfatos, cloruros, hierro, etc.)
- Capacidad de intercambio (gr As /L de resina)
 - Tipo, concentración y tipo de inyección de re-generante
 - Cantidad de re-generante por ciclo
 - Ensuciamiento de resinas por materia orgánica o particulada
 - Posibilidad de reúso de re-generante

g) Membranas: ósmosis inversa / nanofiltración / ultrafiltración / microfiltración

Estos procesos de separación utilizan membranas semipermeables que permiten el paso de agua y separan ciertos solutos. Existen distintos tipos de membranas, de acuerdo a la aplicación, tales como microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa según el tamaño de elementos a separar, como se indica en el gráfico de la Figura N° 2. Se encuentran distintos tipos de membranas de acuerdo al material de fabricación (poliamida, polisulfonas, etc.) o configuración física de las mismas (tubulares, fibra hueca, espiraladas).

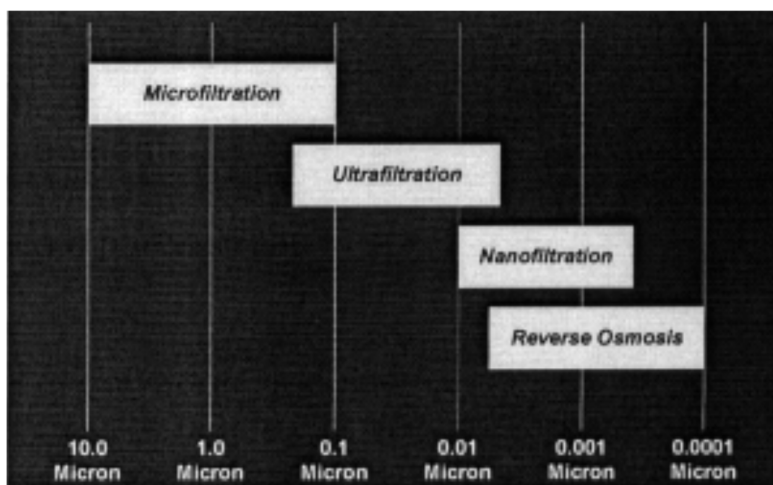


Figura N° 2 Campos de aplicación de los procesos de separación con membrana.

h) Electrodialisis reversible

Electrodialisis es el proceso en el cual los iones son transferidos a través de una membrana selectivamente permeable a cationes o aniones bajo la influencia de corriente continua. Los iones migran de una solución más diluida a una más concentrada. Las membranas están acomodadas entre electrodos opuestos alternando membranas de intercambio iónico catiónicas y aniónicas. De esta manera se restringe la movilidad de cationes y aniones resultando en juegos de compartimientos alternados que contienen agua con baja y alta concentración de iones. La electrodialisis inversa se basa en este proceso con inversión periódica de la polaridad de los electrodos y por lo tanto, la dirección de pasaje de los iones. Se logra así un bajo ensuciamiento y minimiza la necesidad de pre-tratamiento. El equipo, además de las celdas, incluye sistema de bombeo, de reciclo, válvulas, regulación de presión y sistema de control. Es en general, más caro que los equipos de ósmosis o nanofiltración. Los estudios realizados para evaluar la eficiencia en remoción de arsénico con este proceso no son concluyentes.

i) Tecnologías biológicas y otros nuevos desarrollos

Por medio de un tratamiento con microorganismos se logra la transformación, estabilización y remoción de arsénico. Se necesitan bacterias específicas en etapas de óxido/reducción, mineralización, detoxificación o metilación. Los factores críticos son energía, fuentes carbonáceas, condiciones anóxicas, aeróbicas o anaeróbicas, temperatura, pH, etc. Entre las nuevas tecnologías se encuentran la fito-remediación y el tratamiento electro-cinético.

2.2. QUÍMICA DEL ARSÉNICO

El arsénico pertenece al grupo VA (N, P, As, Sb, Bi) de la tabla periódica, es un elemento no metálico con la estructura electrónica elemental $[\text{Ar}] 3d^{10} 4s^2 4p^3$, y se sabe que es tóxico para las plantas y los animales. Hay cuatro estados de oxidación en el que el arsénico forma compuestos inorgánicos: V, III, 0, -III. El equilibrio ácido-base y reacciones redox medio entre los estados de oxidación del arsénico inorgánico se resumen en la Tabla N° 4. La Figura N° 3 es un diagrama de Eh-pH para el arsénico inorgánico (Scott, 1991).

2.3. EL ARSÉNICO EN EL MEDIO AMBIENTE

El arsénico es un elemento ampliamente distribuido en el ambiente. Suele ser detectable en casi todos sus compartimentos y generalmente aparece en la litosfera en concentraciones entre 1,5 y 2 ppm, ocupando el puesto 52 en abundancia (Adriano, 2001). Forma parte de más de 245 minerales en forma de arseniatos (60%), sulfuros y sulfosales (20%) y otras formas como arseniuros, arsenitos, óxidos y silicatos (20%) (Mandar y Suzuki, 2002). Los mayores depósitos de As de la corteza terrestre se encuentran en forma de pirita, galena, calcopirita, y esfalerita. Existen altas concentraciones en depósitos de azufre como por ejemplo As_2S_3 , AsS , FeAsS , FeAs_2 , razón por la que la arsenopirita ha sido utilizada para la obtención de arsénico a lo largo de la historia, al ser el mineral de As más abundante en la naturaleza (Smedley and Kinniburgh, 2002).

2.4. ESPECIES ACUOSAS DEL ARSÉNICO

El Arsénico se halla en las aguas naturales como especie disuelta, la cual se presenta por lo común como oxianiones con Arsénico en dos estados de oxidación, Arsénico trivalente $[\text{As(III)}]$ y Arsénico pentavalente $[\text{As(V)}]$, y con menos frecuencia como As(0) , As(-I) y As(-II) . El As(V) aparece como H_3AsO_4 y sus correspondientes productos de disociación (H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} y AsO_4^{3-}). El As(III) aparece como H_3AsO_3 y sus

correspondientes productos de disociación (H_4AsO_3^+ , H_2AsO_3^- , HAsO_3^{2-} y AsO_3^{3-}) Aunque tanto As(V) como As(III) son móviles en el medio, es precisamente el As(III) el estado más lábil y biotóxico (Lillo, 2003a).

El estado de oxidación del Arsénico, y por tanto su movilidad, están controlados fundamentalmente por las condiciones redox (potencial redox, Eh) y el pH (Figura N° 4). De hecho, el Arsénico es un elemento singular entre los metaloides pesados y elementos formadores de oxianiones por su sensibilidad a movilizarse en los valores de pH típicos de las aguas subterráneas (pH 6,5 - 8,5). Como aproximación, y sin tener en cuenta otros factores como contenido en materia orgánica, en condiciones oxidantes, el estado As(V) predomina sobre As(III), encontrándose fundamentalmente como H_2AsO_4^- a valores de pH bajos (inferiores a 6,9), mientras que a pH más alto, la especie dominante es HAsO_4^{2-} (en condiciones de extrema acidez, la especie dominante será H_3AsO_4^0 mientras que en condiciones de extrema basicidad, la especie dominante será AsO_4^{3-}) (Figura N° 3 y Figura N° 4). En condiciones reductoras a pH inferior a 9,2, predominará la especie neutra (Figura N° 3 y Figura N° 4) (Brookins, 1988; Yan et al., 2000).

2.4.1. Arseniato

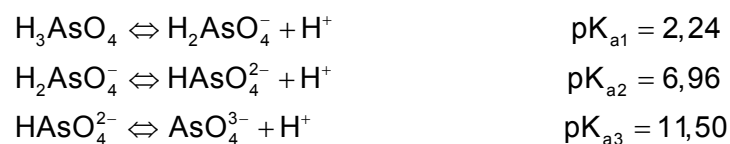
El arsénico en estado de oxidación V forma el ácido triprótico del oxianión arseniato, que tiene la química ácido-base similar al fosfato. La Figura N° 4 muestra la importancia relativa de cada especie de arseniato como una función del pH. Para las aguas naturales con un pH inferior a neutral, es la especie predominante, mientras que en las aguas naturales ligeramente alcalinas es la principal especie. El hierro forma el único complejo estable con arseniato; Arseniato férrico ($\text{pK}_o = 20,24$) es estable en solución a un pH de inferior a 2,3 y pE por encima de + 12,5 (Eh por encima de 0,74 voltios) (Ferguson and Gavis, 1972).

2.4.2. Arsenito

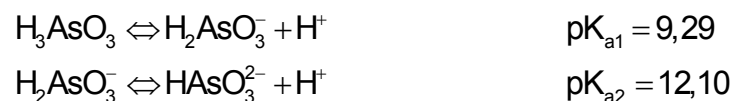
El arsénico en estado de oxidación III forma el ácido triprótico del oxianión arsenito AsO_3^{3-} . Los equilibrios ácido-base mostrados a continuación indican que el ácido arsenioso H_3AsO_3 es un ácido débil. La Figura N° 5 muestra que H_3AsO_3 es la especie predominante en arsenito en la mayoría de aguas naturales. H_2AsO_3^- es la principal especie sólo en los sistemas naturales de pH superior a 9,3 (Crittenden et al., 1991).

Tabla N° 4 Datos energéticos para la reacción Arsénico Inorgánico
Equilibrios Ácido-Base

Ácido Arsénico – As (V)



Ácido Arsenioso – As (III)



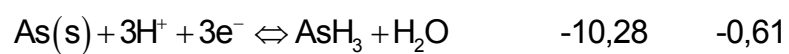
Reacciones de Reducción Media

As(V) – As(III)	pE°	E° _H (v)
$\text{H}_3\text{AsO}_4 + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \Leftrightarrow \text{H}_3\text{AsO}_3 + \text{H}_2\text{O}$	9,85	0,58
$\text{H}_2\text{AsO}_4^- + 3\text{H}^+ + 2\text{e}^- \Leftrightarrow \text{H}_3\text{AsO}_3 + \text{H}_2\text{O}$	10,85	0,64
$\text{HAsO}_4^{2-} + 4\text{H}^+ + 2\text{e}^- \Leftrightarrow \text{H}_3\text{AsO}_3 + \text{H}_2\text{O}$	14,5	0,86
$\text{HAsO}_4^{2-} + 3\text{H}^+ + 2\text{e}^- \Leftrightarrow \text{H}_3\text{AsO}_3^- + \text{H}_2\text{O}$	9,9	0,58

As(III) – As(0)

$\text{H}_3\text{AsO}_3 + 3\text{H}^+ + 3\text{e}^- \Leftrightarrow \text{As(s)} + 3\text{H}_2\text{O}$	3,9	0,23
$\text{H}_2\text{AsO}_3^- + 4\text{H}^+ + 3\text{e}^- \Leftrightarrow \text{As(s)} + 3\text{H}_2\text{O}$	7,0	0,41

As(0) – As(-III)



$$E_{\text{H}}^{\circ} = \left(\frac{2.3 \times RT}{F} \right) \times \text{pE}^{\circ}$$

Donde E_{H}° = Potencial oxido-reducción estándar

R = Constante de los gases, 8,31 J/K×mol

T = Temperatura absoluta, K

F = constante de Faraday, 96500 C/mol

K_{a1} , K_{a2} , K_{a3} : Constantes de disociación

Donde:

$$\text{pK}_{\text{a1}} = -\log K_{\text{a1}}$$

$$\text{pK}_{\text{a2}} = -\log K_{\text{a2}}$$

$$\text{pK}_{\text{a3}} = -\log K_{\text{a3}}$$

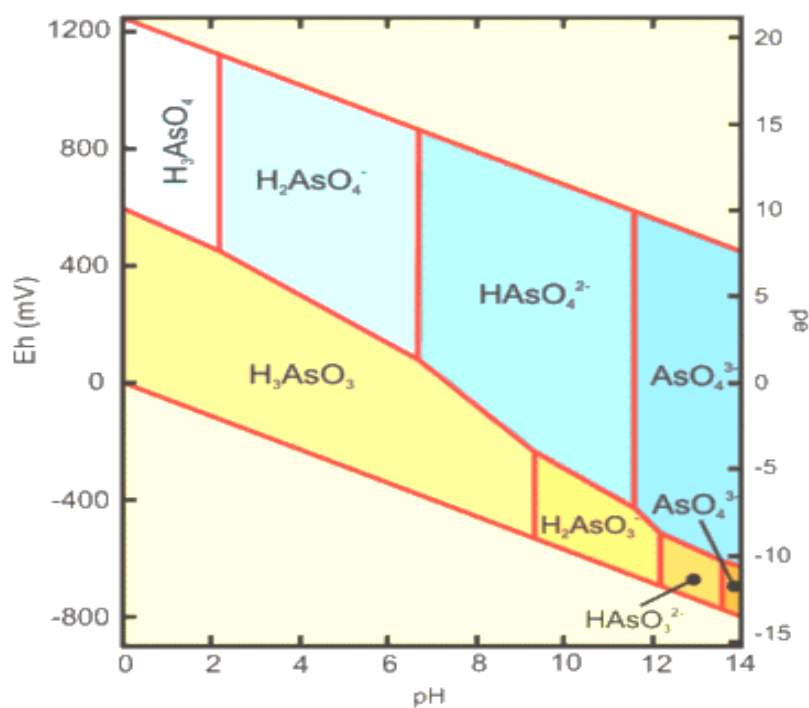


Figura N° 3 Diagrama Eh-pH de especies acuosas de Arsénico en el sistema As-O₂-H₂O.

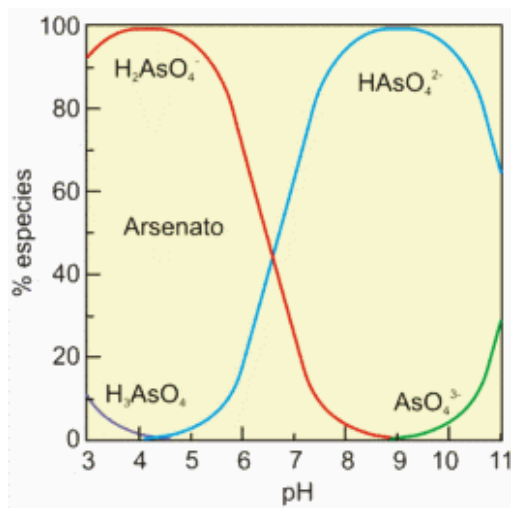


Figura N° 4 Especies de As(V) como función de pH.

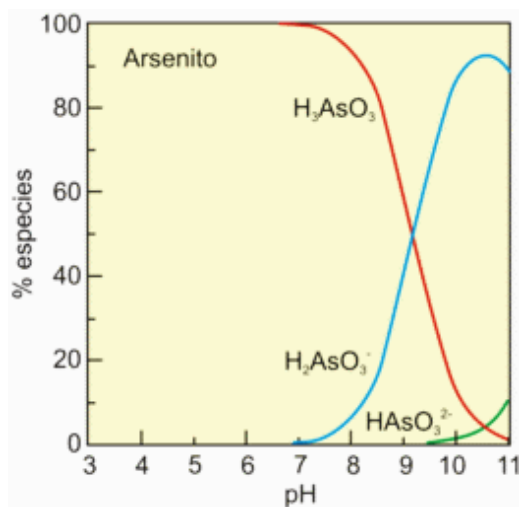


Figura N° 5 Especies de As(III) como función de pH.



Figura N° 6 Cómo el Arsénico ingresa al medio ambiente (Moreno, 2011)

2.5. ARENA VERDE DE MANGANESO

La arena verde de manganeso es un mineral de zeolita llamado glauconita, procesada con sulfuro de manganeso o sulfato de manganeso, (Hanson et al., 1999) y permanganato de potasio en etapas alternativas para producir un precipitado negro de dióxido de manganeso sobre los gránulos (Knocke et al., 1990). Se utiliza como un medio de filtro, funciona de la misma manera como un filtro de arena rápido a excepción de una etapa de regeneración.

2.5.1. La glauconita

Un mineral silíceo verde que se encuentra en las rocas sedimentarias y se forma en las plataformas continentales, que se caracteriza por la tasa de sedimentación lenta y la presencia de material orgánico, tal como los coprolitos, presentes en ambientes de oxidación. En cantidad suficiente, puede formar un depósito arenoso verde, tal como las arenas verdes de edad Cretácico de EUA y Reino Unido.

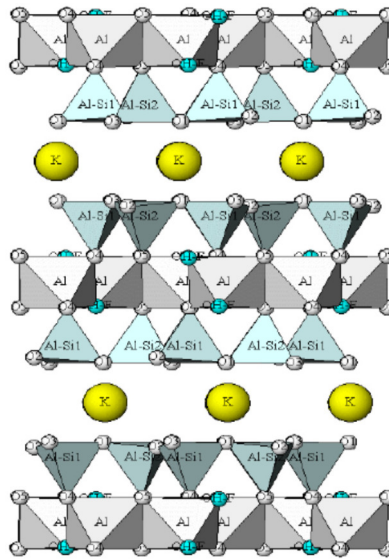


Figura N° 7 Estructura de la Moscovita, $\text{KAAl}_2[\text{Si}[\text{Si}_3\text{Al}_{10}](\text{OH})_2]$ (sustitución acoplada K-AlIV) Capa dioctaédrica (Al^{+3}) entre tetraédricas + cationes interlaminares

La glauconita es miembro de un grupo de minerales llamado illitas que son un miembro de un grupo de minerales más amplia llamada filosilicatos (o zeolitas), cuya característica común es una red continua de silicio tetraédrico (Nesse and Schulze, 1991). La fórmula aproximada para glauconita es $(\text{K}, \text{Na})(\text{Fe}^{3+}, \text{Al}, \text{Fe}^{2+}, \text{Mg})_2(\text{Si}, \text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2$ (Nesse and Schulze, 1991). La glauconita tiene una estructura similar a la moscovita con una hoja dioctaédrica intercalada entre dos láminas tetraédricas de silicio (Nesse and Schulze, 1991). Las láminas tetraédricas están unidas entre sí con el potasio y el sodio por 12 pliegues de coordinación con el oxígeno de las láminas tetraédricas (Nesse and Schulze, 1991). La capa dioctaédrica en la glauconita generalmente contiene más Fe^{3+} junto con cantidades significativas de Fe^{2+} y Mg^{2+} , mientras que el catión principal en el sitio octaédrico de moscovita es de aluminio, Al^{3+} (Nesse and Schulze, 1991). La deficiencia de carga general en la glauconita es causada por cationes divalentes que sustituyen a los cationes trivalentes en la capa octaédrica y es equilibrada por más silicio, Si^{2+} en sustitución del hierro, en la capa

tetraédrica (Nesse and Schulze, 1991). La estructura también contiene por lo general capas de arcilla de tipo expandible en proporciones variables, y puede contener un exceso de agua absorbida (Nesse and Schulze, 1991). Una representación en dos dimensiones de la estructura de glauconita se muestra en la Figura N° 8.

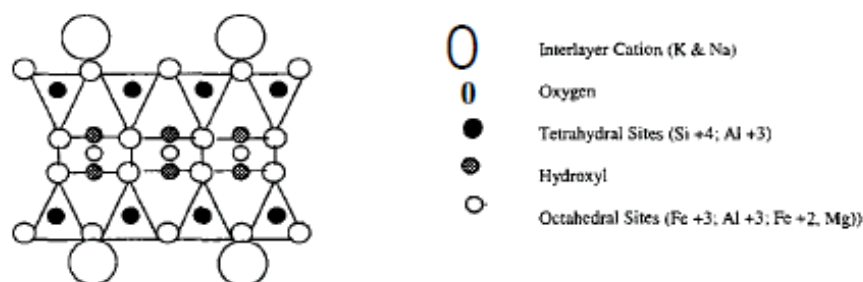


Figura N° 8 Estructura idealizada de glauconita (Nesse and Schulze, 1991)

La apariencia de la glauconita es ligeramente variable en función de su composición exacta, pero generalmente es de color verde con un brillo terroso u opaco (Nesse and Schulze, 1991). En general son pequeñas bolitas o gránulos, que consisten de agregados de láminas irregulares en forma de púas (Nesse and Schulze, 1991). La Glauconita tiene escote perfecto entre las hojas tetraédricas donde los lazos son débiles (Nesse and Schulze, 1991). El tamaño de grano fino puede impedir verlo (Nesse and Schulze, 1991) sin embargo, en una fotografía de un microscopio electrónico de barrido (SEM) de arena verde de manganeso se muestra en la Figura N° 8. El análisis elemental correspondiente a la superficie de la arena verde de manganeso y se muestra en la Figura N° 9. El análisis elemental se realizó mediante retro dispersión de electrones secundarios. Los elementos que componen un material se irradian mediante el haz de electrones del SEM, y los electrones de los átomos saltan hasta un nivel de energía superior. Los electrones emiten un paquete de energía cuando regresan a su estado excitado. Cada elemento tiene una señal de decaimiento distinta. Si hay menos de un elemento presente, más el recuento

total de energía deben recogerse para producir una superficie máxima equivalente para ese elemento. Por lo tanto, si uno está visualizando una serie de estos espectros, el número de conteos colectados en la esquina superior derecha ayudará al observador a interpretar concentraciones relativas de los elementos en la fase sólida. La muestra en la Figura N° 10, incluye grandes cantidades de silicio(SiKa1), oxígeno(OKa1), aluminio(AlKa1), potasio (KKa1), manganeso(MnKa1) y hierro(FeKa1) está basado en 305.667 recuentos totales. Las Figura N° 9 y Figura N° 10 se produjeron en el Laboratorio de New México State University Electron Beam.

La Glauconita forma pequeñas bolitas redondas en sedimentos clásticos depositados en condiciones marinas (Nesse and Schulze, 1991) a lo largo de la costa este de los Estados Unidos, el mineral fue depositado hace aproximadamente 75 hasta 80 millones de años durante el período Cretácico (Ficek, 1994). En general se acepta que la glauconita se formó a partir de una variedad de materiales de partida por diagénesis marino en aguas poco profundas y en un momento de sedimentación lenta o negativo (Deer et al., 1962). A partir de su contenido de hierro férrico y ferroso por lo tanto se puede deducir que se forman bajo las condiciones de la reducción moderada del tipo que puede, en algunos casos al menos, producirse mediante la acción de bacterias reductoras de azufre sobre los organismos en descomposición (Deer et al., 1962).



Figura N° 9 Fotografía del microscopio electrónico de barrido de partículas Greensand (Hanson et al., 1999)

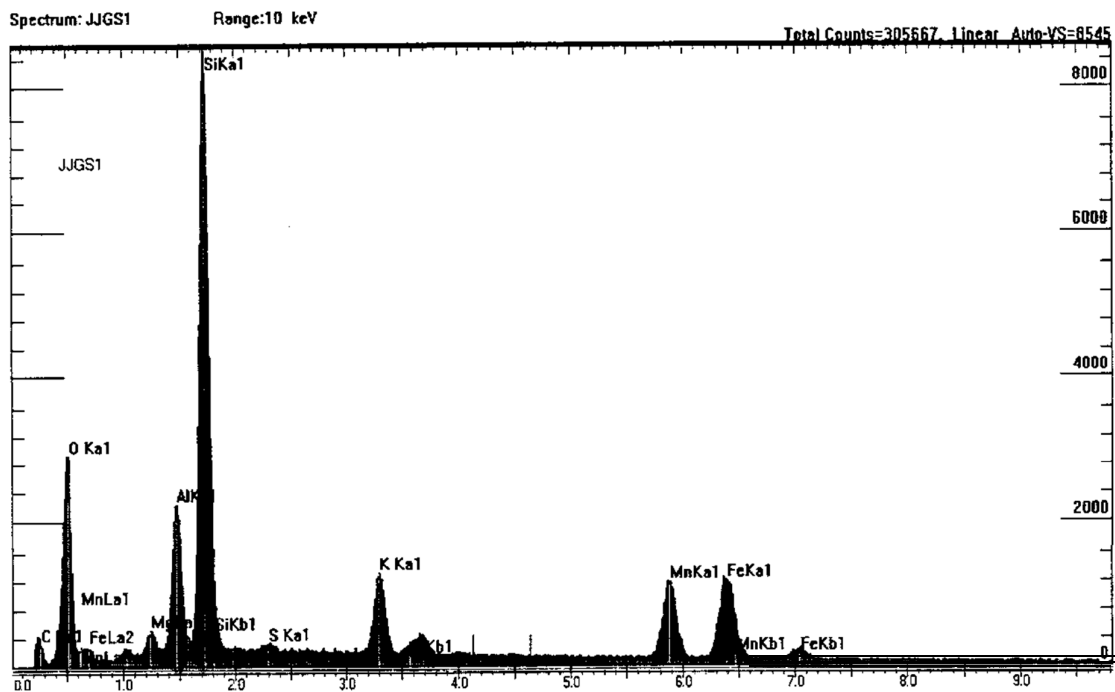


Figura N° 10 Scanning Electron Microscope Análisis Elemental de Greensand superficie (Hanson et al., 1999)

Greensands se llaman así debido a que el mineral predominante es glauconita, dándole un color verde. Greensands de la llanura costera de Nueva Jersey se han utilizado localmente como

fertilizante. También se utilizan como ablandadores de agua debido a que tienen altas capacidades de intercambio de base y generalmente se regeneran rápidamente (Ficek, 1994). Después de la Segunda Guerra Mundial, fueron desarrolladas las resinas de intercambio iónico de tipo gel sintético, estas resinas tenían de seis a siete veces la capacidad de glauconita, haciéndolos más eficientes y fiables para el ablandamiento del agua general (Ficek, 1994).

2.5.2. Antecedentes de dióxido de manganeso

La Figura N° 11 muestra una disposición esquemática de los átomos de la superficie para MnO_2 , similar a la mostrada por (Posselt et al., 1968). Este esquema ilustra un modelo conceptual propuesto para el recubrimiento de óxido de manganeso en la glauconita. Es importante tener en cuenta que el dióxido de manganeso no está realmente ordenada. Despreciando los diversos grados de hidratación, el material puede ser representado como MnO_x donde x puede variar entre 1,1 a 1,95, dependiendo de las condiciones particulares de formación (Posselt et al., 1968).

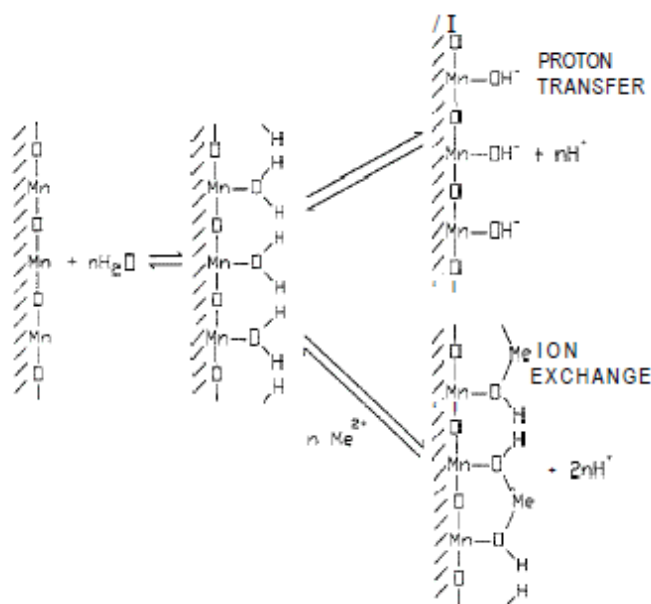


Figura N° 11 Esquema idealizado de Intercambio de iones de dióxido de manganeso (Posselt et al., 1968)

La carga superficial del MnO_2 se determina en gran medida por el pH de la solución, la carga se va volviendo más negativa, a medida que el pH se incrementa como resultado del incremento de la relación de OH^- ligados a H^+ ligados (Posselt et al., 1968). A un pH muy bajo los iones H^+ unidos al superficie predominan y el MnO_2 coloidal lleva una carga neta positiva (Posselt et al., 1968). Menos seguro es el valor exacto a la cual el equilibrio del límite superficial de los iones hidrogeno e hidróxido ocurren, es decir, el punto de carga cero (Posselt et al., 1968). (Posselt et al., 1968) citan varios autores que han dado el punto de carga cero de dióxido de manganeso de 2,8 - 4,5. Desde esto (Posselt et al., 1968) llegan a la conclusión de que es evidente que el dióxido de manganeso exhibe una carga superficial neta negativa dentro del intervalo de pH (5 a 11), de interés principal para aguas naturales y para las operaciones de tratamiento de agua convencionales. Por lo tanto, este medio no es candidato para la eliminación de arsénico por intercambio aniónico de base débil.

(Posselt et al., 1968) examinaron muchos iones metálicos positivos, así como tres compuestos orgánicos: un anión, uno neutro, y un catión. El compuesto neutro y el anión no absorben en ningún grado medible el MnO_2 a pesar de la relativamente gran área de la superficie de este material. A partir de este (Posselt et al., 1968) llegaron a la conclusión de que las fuerzas iónicas de atracción son probablemente las principales fuerzas que intervienen en la sorción de tales especies orgánicas en MnO_2 hidratado. Los iones metálicos positivos en las investigaciones de (Posselt et al., 1968) muestran el siguiente orden decreciente de afinidad: $\text{Ag}^+, \text{Mn}^{2+}, \text{Nd}^{3+}, \text{Ba}^{2+}, \text{Sr}^{2+}, \text{Ca}^{2+}$ y Mg^{2+} a partir de esto, los investigadores concluyen que dos factores son importantes en la atracción de iones metálicos positivos al dióxido de manganeso hidratado. El primer factor es el radio iónico cristalino. Para una serie de metales del Grupo II, el orden del radio iónico cristalino es.

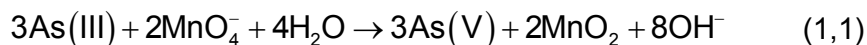
$\text{Ba}^{2+} > \text{Sr}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$. Después de que estos iones se hidratan, el orden de tamaño efectivo es exactamente lo contrario: $\text{Ba}^{2+} < \text{Sr}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Mg}^{2+}$. Por lo tanto, el Ba^{2+} es un ion más pequeño, lo que le permite lograr un acercamiento más aproximado a la superficie activa del óxido de manganeso, lo que resulta en mayores capacidades y con una mayor rigidez de la unión. El otro factor predominante es la carga. Una molécula más cargada debe absorber más de una molécula menos cargada, como $\text{Nd}^{+3} > \text{Ba}^{2+} > \text{Na}^{+}$. Desafortunadamente, el ion de plata no siguió este orden en este estudio y no hay explicación razonable que se puede encontrar. El ion Mn^{2+} también no siguió este orden, pero esto puede ser explicado por un equilibrio específico entre la superficie del MnO_2 y los iones de Mn^{2+} en solución (Hanson et al., 1999).

Waer encontró que el óxido de manganeso hidratado era un eficaz medio de adsorción de arsénico, y que es insensible a valores de pH de 6 y 8. Otros pH no fueron probados. Se cree que el arsénico estaba siendo absorbido en lugar de co-precipitado con manganeso, debido a la falta de una eliminación completa, incluso a altas concentraciones de óxido de manganeso hidratado. También se llegó a la conclusión que sólo el arseniato estaba siendo removido y que arsenito no fue absorbido fácilmente por los óxidos de manganeso hidratado (Hanson et al., 1999).

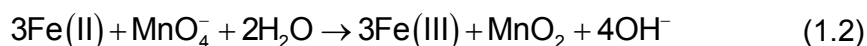
2.5.3. Antecedentes permanganato de potasio

El permanganato de potasio es un oxidante fuerte que se utiliza para una variedad de operaciones de tratamiento de agua. Según Carus Chemical Company, una encuesta reciente muestra que el 36,8% de las plantas de tratamiento de aguas superficiales que atiende a más de 10 000 personas utilizan permanganato de potasio para la pre-desinfección, oxidación y eliminación de sustancias orgánicas. Esto significa que sólo se utiliza el cloro en mayor medida como oxidante y desinfectante (Hanson et al., 1999).

Waer realizó experimentos llegando a la conclusión que el arsénico (III) se oxida fácilmente a arsénico (V) con permanganato de potasio en alrededor de 1,26 mg KMnO_4 por mg de arsénico, aproximadamente 90% de la cantidad estequiométrica, 1,4 mg de KMnO_4 por mg de arsénico, necesaria según la ecuación:



La oxidación de hierro ferroso por permanganato de potasio está dada por la siguiente ecuación (Waer) (Hanson et al., 1999):



Waer estudió la oxidación del arsénico usando el KMnO_4 a diferentes valores de pH entre 6 y 8, y llegó a la conclusión de que la oxidación de arsenito a arseniato es independiente del pH en este rango. Él no determinó la cinética pero afirma que los tiempos de reacción eran completos dentro de los 60 segundos (Hanson et al., 1999).

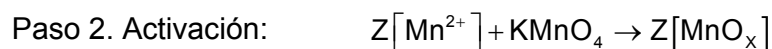
2.6. TRATAMIENTO DE AGUA CON ARENA VERDE DE MANGANESO

2.6.1. Química

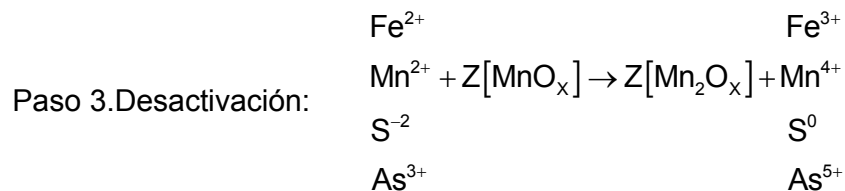
La glauconita y el permanganato de potasio se utilizan en conjunto para producir un proceso que es muy eficaz en la eliminación de hierro y manganeso. La arena verde de manganeso se prepara mediante el siguiente proceso (Ficek, 1994), donde Z representa la base de zeolita, glauconita.



En este paso la glauconita se expone a sulfuro o sulfato de manganeso (Ellis, 1996). El sulfuro de manganeso se disocia y el manganeso (+2) sustituye al sodio o potasio en la glauconita.



El permanganato de potasio se añade en esta etapa para oxidar el medio a un estado de alta oxidación más alto que eliminará fácilmente iones reducidos por oxidación. El permanganato de potasio también contribuye más de manganeso a la superficie. Después que estos dos pasos se repiten varias veces, la arena verde está lista para ser enviada para su uso en el sistema de tratamiento de agua.



La etapa de desactivación representa el uso real del medio para eliminar los iones comunes que no son deseables en el agua potable, a través de una reacción de oxidación-reducción sencilla. El revestimiento de óxido de manganeso de la glauconita, oxida los iones a una carga más alta. El revestimiento de óxido de manganeso se reduce a una carga más baja ya que se acumula oxígeno o electrones. La superficie de la arena verde de manganeso se re-oxida mediante el uso de permanganato de potasio, como se muestra a continuación.



2.6.2. Características físicas típicas y parámetros de funcionamiento

Las características físicas de arena verde de manganeso se muestran a continuación en la 0, tal como indica la Hoja Técnica de la compañía Inversand, fabricante de la arena verde (Anexo 1).

Tabla N° 5 Propiedades Físicas típicas Greensand (Inversand)

Forma física	Gránulos nodulares negros, enviados en forma seca
Densidad Aparente:	85 libras por pie cúbico neto (1362 kg/m ³ neto)
Peso del producto:	89 libras por pie cúbico bruto (1426 kg/m ³ neto)
Graduación de Pantalla (seca)	Malla 18x60
Tamaño efectivo:	0,30-0,35 mm.
Coefficiente de uniformidad:	Menos de 1,60
Gravedad Especifica:	Aprox. 2,4

A continuación se indican los parámetros de funcionamiento típico de un filtro de arena verde de manganeso en la Tabla N° 6 (de Inversand).

Tabla N° 6 Parámetros de funcionamiento típicas de Filtros manganeso Greensand (Inversand)

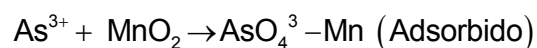
Rango de pH	6,2 ~ 8,6 (para el hierro y remoción de manganeso)
Máxima temperatura	Sobre 80°F. proveedor de contacto
Máxima caída de presión	10 psi.
Tasa de retrolavado	Mínima 12 gpm/sq.ft.
Velocidad de flujo de servicio	2~5 gpm/sq.ft.
Mínima cama profundidad	24 inches (15~18 in en la cama media doble)

Varias fuentes (Magyar, 1992; Edwards, 1994) reconocen que la filtración de arena verde de manganeso podría ser utilizado para eliminar el arsénico, pero hay poca literatura disponible sobre el tema. Se encontraron dos estudios que utilizaban la arena verde de manganeso para tratar el arsénico, un estudio a escala completa y el otro estudio a escala piloto.

El material tiene un alto amortiguamiento o capacidad de oxidación-reducción debido a la capa de óxido de manganeso bien definido. La arena verde de manganeso puede oxidar más de 300 granos de manganeso por metro cúbico o reducir más de 1 oz de permanganato potásico por pie cúbico. Los granos de arena verde de manganeso tienen tamaño y forma para capturar precipitados finos de hierro y manganeso, que pasan a través de la capa superior

de antracita gruesa durante las condiciones normales de servicio. La arena verde de manganeso es catalítica, por naturaleza, y no es soluble. No hay un aumento en los sólidos totales disueltos del agua tratada, y no es necesario retro lavar la arena verde de manganeso cada vez que la bomba del pozo se ponga en marcha.

El tratamiento con permanganato de potasio se hace a menudo mediante el uso de arena verde de manganeso, un material granular que se carga con permanganato de potasio después del proceso de retro lavado. Este método permite que el proceso de oxidación se complete en el propio filtro. Después de que el filtro es lavado en contracorriente, se deja regenerar durante un período de tiempo, con un alto nivel de permanganato antes de que se ponga de nuevo en funcionamiento.

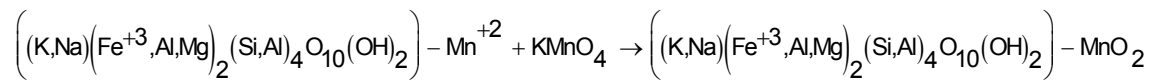


En las aguas naturales, el Arsénico se presenta normalmente en los estados de oxidación +III (arsenito) y +V (arseniato). La remoción de As(III) es más difícil que el As(V). Por lo tanto, As(III) tiene que ser oxidado a As(V) antes de su eliminación. La oxidación en presencia de oxígeno puro o aire es lenta. La velocidad de oxidación se puede aumentar con el ozono, cloro, hipoclorito, dióxido de cloro, o H_2O_2 . La oxidación de As(III) es también posible en la presencia de arenas revestidas de óxido de manganeso o por procesos de oxidación avanzada.

2.6.3. Remoción de Arsénico por filtración con arena verde

La arena verde de manganeso es un medio de adsorción especialmente procesado para la remoción del hierro, manganeso, sulfuro de hidrógeno y Arsénico. Este medio de adsorción es procesada de la arena verde glauconítica, en la cual se ha formado un delgado revestimiento duro y brillante de óxido de manganeso y está firmemente unido cada grano por un proceso controlado. Este proceso utiliza las propiedades de intercambio iónico de arena

verde para formar un material de base de manganeso que se convierte en óxidos de manganeso por oxidación con permanganato de potasio.



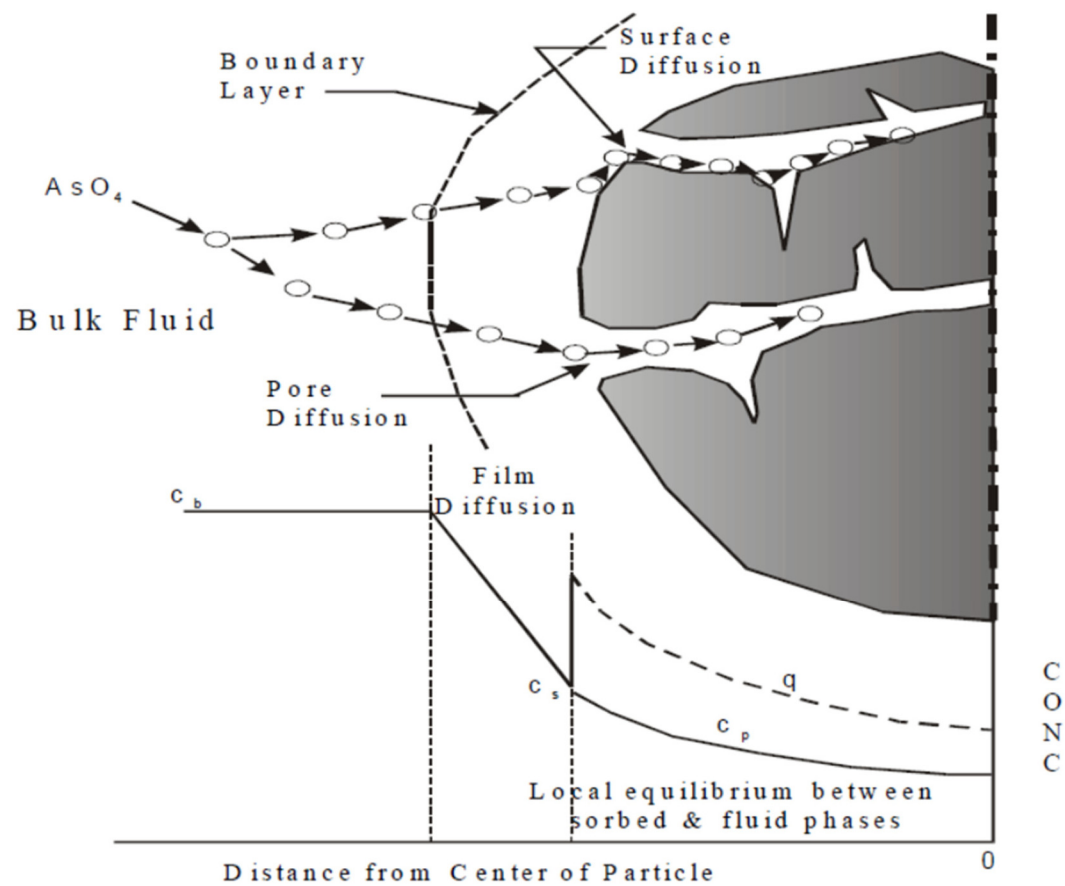


Figura N° 12 Procesos que controlan el transporte de arsénico de la solución al interior de medios adsorbentes granulares (Aragon, 2004).

La Figura N° 12 Describe los procesos físicos importantes implicados en la captación de Arsénico por medio de adsorción. Tenga en cuenta los ejes de concentración en el lado derecho de la figura. La concentración de Arsénico disminuye de C_b en la solución a granel, a C_s en la interfaz sólido líquido, a C_p en los poros, como q , la concentración de los sólidos, aumentan. En los sistemas dinámicos, tales como los sistemas de tratamiento de lecho fijo, la eficacia de la adsorción de Arsénico depende de las velocidades relativas de varios procesos. Estos incluyen:

- 1) La cinética de formación de complejos químicos de superficie;
- 2) La cinética de transferencia de masa de Arsénico en el interior de los granos, y
- 3) La tasa de carga hidráulica (velocidades de flujo).

La eficacia del tratamiento será más alta cuando las especies de Arsénico formen enlaces químicos específicos rápidamente en las superficies reactivas, y la velocidad de flujo sea lo suficientemente baja como para permitir que las especies de Arsénico migren a sitios de sorción frescas en los interiores del sólido. Un área superficial alta y una distribución de poro uniforme con un tamaño medio de poro lo suficientemente grande como para permitir que la difusión de las especies acuosas conduzcan a una alta capacidad de sorción. Esta capacidad, sin embargo, puede ser disminuida en la presencia de altas concentraciones de materia orgánica y de SiO_2 que cubrirán las superficies de los granos e impedirán que las especies de Arsénico lleguen a los sitios reactivos de sorción. (Meng et al., 2000; Grafe et al., 2001; Davis et al., 2002).

En un sistema que fluye, el equilibrio se expresa por la forma de la zona de transferencia de masa donde la concentración de Arsénico cae de su elevado valor inicial a un valor inferior correspondiente al equilibrio de sorción. En la aplicación actual para el tratamiento del agua potable, el lecho adsorbente debe ser reemplazado o

regenerado cuando la concentración de arsénico en el efluente excede el nivel máximo de contaminantes (MCL10 ppb).

En condiciones favorables (donde la difusión en el interior del grano es rápida en relación a la tasa de carga hidráulica), la zona de transferencia de masa será relativamente fuerte y una gran fracción de la capacidad potencial de sorción del medio será utilizada antes de que se justifique su reemplazo.

En condiciones desfavorables, la zona de transferencia de masa será amplia, las concentraciones de Arsénico en el efluente se elevan rápidamente por encima del MCL, y la mayor parte del lecho adsorbente no adsorbe el arsénico antes de que necesite ser reemplazado. (Malcolm et al., 2006)

2.7. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN

La afinidad del adsorbato por un adsorbente se cuantifica usando isotermas de adsorción, que se utilizan para describir la cantidad de adsorbato que pueden ser adsorbidos sobre un adsorbente en el equilibrio y a una temperatura constante. Para la mayoría de aplicaciones en tratamiento de agua, la cantidad de adsorbato adsorbida es generalmente función de la concentración en fase acuosa denominada comúnmente isoterma. Varios investigadores han presentado procedimientos, protocolos, y los problemas asociados con la realización de isotermas de equilibrio de adsorción (Crittenden et al., 1987).

Las isotermas de adsorción se llevan a cabo mediante la exposición de una cantidad conocida de adsorbato en un volumen fijo de líquido a diversas dosis de adsorbente, que se colocan en un vaso que gira a 25 rev/min a temperatura constante durante un período de no menos de 6 días. Al final del período de equilibrio, la concentración en fase acuosa del adsorbato se mide y la capacidad de equilibrio de adsorción se calcula para cada botella usando la expresión de balance de masas

$$q_e = \frac{V}{M}(C_0 - C_e) \quad (1.1)$$

Donde:

q_e = concentración de equilibrio adsorbente en fase de adsorbato, mg/g de adsorbente

C_0 = Concentración en fase acuosa inicial de adsorbato, mg/L

C_e = Concentración en fase acuosa del adsorbato en equilibrio, mg/L

V = Volumen de la fase acuosa adicionado a la botella, L

M = masa de adsorbente, g

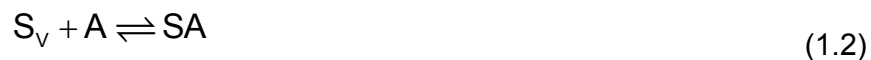
Las ecuaciones desarrolladas por Langmuir, Freundlich y Brunauer, Emmet y Teller (isoterma BET) se utilizan para describir la capacidad de equilibrio de adsorbentes.

2.7.1. Ecuación de la isoterma de Langmuir

La isoterma de adsorción de Langmuir se utiliza para describir el equilibrio entre la superficie y la solución como un equilibrio químico reversible entre especies (Langmuir, 1918). La superficie adsorbente se compone de sitios fijos individuales donde las moléculas de adsorbato pueden ser ligados químicamente.

La siguiente reacción describe la relación entre los sitios de las superficies vacantes y especies de adsorbato y especies de adsorbato unidos a los sitios de superficie:

Donde:



S_v = sitios de la superficie vacantes, mmol/m²

A = especies de adsorbato A en solución, mmol

SA = especies de adsorbato unidos a zonas de la superficie, mmol/m²

En la expresión de Langmuir se supone que la reacción tiene un cambio de energía libre (ΔG_{ads}^0) constante para todos los sitios.

Además, cada sitio se supone que es capaz de unirse a más de una

molécula de adsorbato; es decir, el modelo de Langmuir permite la acumulación sólo hasta una monocapa.

Por consiguiente, la condición de equilibrio se puede escribir como

$$K_{ad} = \frac{SA}{S_V C_A} = e^{\frac{-\Delta G_{ads}^0}{RT}} \quad (1.3)$$

Donde:

K_{ad} = adsorción de Langmuir constante de equilibrio, L/mg

C_A = concentración en el equilibrio del adsorbato A en solución, mg/L

ΔG_{ads}^0 = Cambio de energía libre por adsorción, J/mol

R = constante universal de los gases, 8.314 J/mol • K

T = temperatura absoluta, K (273 + °C)

La expresión que se muestra en la ecuación 1.3 no es una forma conveniente de expresar la cantidad adsorbida como función de la concentración debido a que hay dos incógnitas, S_V y C_A . Sin embargo, este problema puede ser eliminado si el total número de sitios se fijan:

$$S_T = S_V + SA = \frac{SA}{K_{ad} C_A} + SA \quad (1.4)$$

Donde:

S_T = número total de sitios disponibles o cobertura monocapa, mol/m² despejando SA:

$$SA = \frac{S_T}{1 + \frac{1}{K_{ad} C_A}} = \frac{K_{ad} C_A S_T}{1 + K_{ad} C_A} \quad (1.5)$$

Multiplicando ambos lados de la ecuación por el área de superficie por gramo y el peso molecular, la ec. 1.4 se puede expresar en términos de una carga de masa q :

$$q_A = (SA)(A_{ad})(MW) = \frac{K_{ad} C_A S_T A_{ad} MW}{1 + K_{ad} C_A} \quad (1.6)$$

$$= \frac{Q_M K_{ad} C_A}{1 + K_{ad} C_A} = \frac{Q_M b_A C_A}{1 + b_A C_A}$$

Donde:

q_A = concentración del adsorbato A en equilibrio en fase adsorbente, mg adsorbato /g de adsorbente (ver la ecuación. 1.1)

A_{ad} = área de superficie por gramo de adsorbente, m²/g

MW = peso molecular del adsorbato, g/mol

C_A = concentración en solución del adsorbato A en equilibrio, mg/L

Q_M = concentración máxima del adsorbente en fase adsorbato cuando los sitios superficiales están saturados de adsorbato, $S_T A_{ad} MW$, mg de adsorbato/g de adsorbente

b_A = constante de adsorción de Langmuir del adsorbato A, K_{ad} , L/mg

Es conveniente reorganizar la ecuación 1.6 a una forma lineal:

$$\frac{C_A}{q_A} = \frac{1}{b_A Q_M} + \frac{C_A}{Q_M} \quad (1.7)$$

2.7.2. Ecuación de la isoterma de Freundlich

La isoterma de adsorción de Freundlich (Freundlich, 1906), propuesta originalmente como una ecuación empírica, se utiliza para describir los datos para adsorbentes heterogéneos tales como carbón activado:

$$q_A = K_A C_A^{1/n} \quad (1.8)$$

Donde

K_A = parámetro de capacidad de adsorción de Freundlich, (mg/g)(L/mg)^{1/n}

$1/n$ = parámetro de intensidad de adsorción de Freundlich, sin unidades

La forma lineal de la ecuación. 1.7 es:

$$\log(q_A) = \log(K_A) + \left(\frac{1}{n}\right) \log(C_A) \quad (1.9)$$

Si bien es posible representar gráficamente los datos en un gráfico log-log y determinar los parámetros de Freundlich, se debe utilizar la regresión no lineal y todos los datos deben ser ponderados en función de su precisión (Sontheimer et al., 1988).

La ecuación de Freundlich es consistente con la termodinámica de la adsorción heterogénea (Halsey & Taylor, 2004). La ecuación de Freundlich se puede derivar usando la ecuación de Langmuir para describir la adsorción sobre los sitios de una energía libre dada, y teniendo en cuenta los siguientes dos supuestos:

- (1) Las energías de sitio y la energía media de sitio para la adsorción siguen la distribución de Boltzmann
- (2) El cambio de entropía en el sitio se incrementa linealmente con el aumento de la entalpía del sitio.

Sobre la base de este desarrollo, $1/n$ dependerá de la temperatura, como se muestra por la expresión

$$n = \frac{\Delta H_M^\circ}{RT} - \frac{r\Delta H_{ad}^\circ}{R} \quad (2.0)$$

Donde

ΔH_M° = Energía del sitio media, J/mol

R = constante universal de los gases, 8,314 J/mol K

ΔH_{ad}° = Cambio de entalpía sitio, J/mol

T = temperatura absoluta, K (273 + °C)

r = constante de proporcionalidad

La ecuación de isoterma de Freundlich siempre proporciona un mejor ajuste a los datos de isothermas de GAC (Granular Activate Carbon).

2.8. PRUEBA RÁPIDA EN COLUMNA A ESCALA PEQUEÑA (RSSCT)

Las pruebas rápidas en columna a pequeña escala (RSSCT) son un método de prueba acelerado de bajo costo, que se utiliza para determinar las características de sorción a escala completa en lecho fijo adsorbente utilizando estudios en una columna pequeña. El proceso de RSSCT fue desarrollado para la adsorción de contaminantes orgánicos sobre carbón activado granular (Lillo, 2003b).

La ventaja principal de utilizar RSSCT sobre pruebas piloto es el ahorro de tiempo. En teoría, la RSSCT puede llevarse a cabo en 1,05% del tiempo requerido para una escala piloto (Crittenden et al., 1986). Otras grandes ventajas son el ahorro de costos, la reducción de los requerimientos de agua, y el hecho de que una amplia isoterma y estudios cinéticos no son necesarios.

Los modelos de transferencia de masa se pueden utilizar para determinar los parámetros adimensionales. Estos parámetros se utilizan para mantener la similitud entre las columnas de pequeña y gran escala. Posteriormente a la determinación de similitud, los RSSCTs se pueden ampliar para ayudar en el diseño de una operación de tratamiento a gran escala (Aragon, 2004)

2.8.1. Modelos de Poro de flujo dispersado y de Difusión superficial (DFPSDM)

El modelo DFPSDM (Dispersed Flow Pore and Surface Diffusion Model) es una representación más precisa del proceso de adsorción, ya que incorpora el flujo advectivo, dispersión y difusión axial; resistencia a la transferencia de masa en fase líquida, equilibrio local de adsorción en la superficie exterior del adsorbente, difusión superficial, difusión en los poros, el equilibrio competitivo de solutos en la superficie (Crittenden et al., 1986). Las ecuaciones DFPSDM se pueden poner en forma adimensional para garantizar que las condiciones de contorno, tanto para los procesos a gran y pequeña escala estén en las mismas coordenadas adimensionales

(Crittenden et al., 1986). Las ecuaciones de escalamiento se derivan de grupos adimensionales encontrados en el modelo. El escalamiento está basado en la similitud entre las columnas de pequeña y gran escala, y debe considerar la capacidad de equilibrio, el volumen específico de la arena verde, volúmenes de lecho (caudal alimentado), vida del lecho, densidad de las partículas y las concentraciones del soluto (Crittenden et al., 1991). La semejanza perfecta se logra si los sistemas grandes y pequeños tienen el mismo poro y/o difusividad superficial, así como también capacidades de isothermas, densidades aparentes, la temperatura de operación, y la concentración de afluente (Crittenden et al., 1986). El DFPSDM ha sido utilizado con éxito para justificar resultados RSSCT utilizando carbón activado granular como un medio adsorbente para la eliminación de contaminantes orgánicos.

2.9. DISEÑO DE COLUMNAS RSSCT

2.9.1. Escalamiento y similitud

Los resultados de las pruebas RSSCT se pueden escalar para predecir el rendimiento de los sistemas de tratamiento a escala completa. El escalamiento está basado en la similitud entre las columnas de pequeña y escala completa y debe tener en cuenta la capacidad de equilibrio (tasa de uso de adsorbente), volumen específico, volúmenes de lecho alimentado (caudal alimentado a la columna), vida del lecho, densidad de las partículas, y las concentraciones de soluto (Crittenden et al., 1991). Los factores de escala se determinan a partir del análisis dimensional del modelo de Poro de flujo dispersado y de Difusión superficial (DFPSDM) ya que este incorpora tanto el transporte y fenómenos cinéticos que se producen en adsorbentes de lecho fijo (Crittenden et al., 1986).

Las condiciones de similitud (semejanza) se pueden aplicar a las ecuaciones adimensionales para diseñar una columna a pequeña escala que produzca datos de funcionamiento similares al proceso a escala completa, y además, los procesos de tratamiento a gran

escala se pueden diseñar a partir de los resultados del proceso a pequeña escala. Para una simulación perfecta, los parámetros adimensionales determinados a partir de la DFPSDM incluyendo el número de Sherwood, número de Reynolds, número de Schmidt, y el número de Peclet deben ser iguales tanto para las columnas a escala pequeña y completa. Además, la longitud de la columna a la proporción del tamaño de partícula, para las columnas de pequeña y gran escala deben ser iguales (Crittenden et al., 1986).

La similitud de operación entre adsorbentes a pequeña escala y escala completa está asegurada mediante la selección adecuada del tamaño de las partículas, carga hidráulica y EBCT (Empty Bed Contact Time) para el RSSCT (Crittenden et al., 1991). La Similitud perfecta se logra si los sistemas grandes y pequeños tienen igual difusividad de superficie, capacidad de isothermas, densidad aparente, temperatura de funcionamiento, y concentración de afluente (Crittenden et al., 1986). Entonces, la RSSCT y el sistema a escala completa tendrán idénticos perfiles de rompimiento y la ley de escala puede ser definida como se muestra a continuación en la Tabla N° 7.

2.9.2. Escalamiento de un adsorbedor a escala completa RSSCT

En el método RSSCT, se usan modelos matemáticos para escalar un adsorbente de gran escala a un RSSCT y mantener similitud perfecta entre el RSSCT y rendimiento a escala completa. La similitud perfecta se obtiene mediante el establecimiento de los grupos adimensionales que describen el transporte de adsorbato en un adsorbente RSSCT a pequeña escala (SC) iguales a los de una columna a gran escala (LC). En principio, si se mantiene similitud perfecta, el RSSCT, que utiliza un tamaño de partícula adsorbente más pequeño que el adsorbente a gran escala, tendrán perfiles idénticos de avance como el proceso a gran escala. En consecuencia, un número de RSSCTs podría utilizarse para evaluar las variables de diseño importantes tales como la selección de GAC

(Granular Activated Carbon), EBCT, o las operaciones de lecho tales como lechos en serie o en paralelo.

Tabla N° 7 Grupos adimensionales usados en el modelado de procesos de adsorción

Grupo adimensional	Ecuación	Definición
D_g	$\frac{\rho_a q_e (1 - \varepsilon)}{\varepsilon C_o}$	$\frac{\text{masa de soluto en fase sólida}}{\text{masa de soluto en fase líquida}}$
Pe	$\frac{L_v}{E}$	$\frac{\text{razon de transferencia de soluto por advección}}{\text{razon de transferencia de soluto por dispersión axial}}$
St	$\frac{k_f \tau (1 - \varepsilon)}{\varepsilon R}$	$\frac{\text{razon de transferencia de masa en fase líquida}}{\text{razon de transferencia por advección}}$
Bi	$\frac{k_f R (1 - \varepsilon)}{\varepsilon R}$	$\frac{\text{razon de transferencia de masa de soluto en fase líquida}}{\text{razon de transferencia de masa de soluto en intraparticular}}$
Ed_s	$\frac{D_s D_g \tau}{R^2}$	$\frac{\text{razon de transferencia de soluto por difusión superficial intraparticular}}{\text{razon de transferencia de masa de soluto por advección}}$
Ed_p^a	$\frac{D_p \tau (1 - \varepsilon) \varepsilon_p}{R^2 \varepsilon}$	$\frac{\text{razon de transferencia de soluto por difusión intraparticular de poro}}{\text{razon de transferencia de soluto por advección}}$

(Crittenden et al., 2012)

El procedimiento de escalamiento se desarrolló usando el flujo dispersado de los poros y el modelo de difusión superficial (DFPSDM) (Crittenden et al., 2012). Para derivar las ecuaciones de escalamiento, sólo se igualan los grupos adimensionales que caracterizan a la columna grande a los que caracterizan a la columna pequeña. Los grupos adimensionales independientes que caracterizan el DFPSDM se definen en la Tabla N° 7. Tres grupos adimensionales independientes, que se utilizan para describir el transporte adsorbato, aparecen en el modelo de flujo dispersado de difusión superficial de poro homogéneo: (1) el número de Peclet Pe ;

(2) módulo de difusión superficial, E_{ds} , módulo de difusión en el poro, E_{dp} , y (3) el número Stanton, St .

2.9.3. Escalamiento del EBCT

Si el control de la difusividad intraparticular depende del tamaño de partícula, entonces la relación de los EBCTs viene dado por la siguiente ecuación:

$$\frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \left(\frac{d_{SC}}{d_{LC}} \right)^{2-x} \quad (1.10)$$

Donde x = depende de potencia de la difusividad en la columna a pequeña escala,

$EBCT_{SC}$ = Tiempo de contacto en los vacíos del lecho en la columna a pequeña escala, min

$EBCT_{LC}$ = Tiempo de contacto en los vacíos del lecho en la columna a escala completa, min

d_{SC} = diámetro de la partícula de adsorbente en la columna a pequeña escala, mm

d_{LC} = diámetro de la partícula de adsorbente en la columna a escala completa, mm

Si la difusividad en la columna a pequeña escala es linealmente dependiente de la difusividad en la columna a escala completa, a continuación, la relación de los EBCTs vienen dados por la siguiente ecuación:

$$\frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \left(\frac{d_{SC}}{d_{LC}} \right) \quad (1.11)$$

En las ecuaciones anteriores se supone que la capacidad de adsorción y las propiedades físicas de los adsorbentes y el lecho no dependen del tamaño de partícula. Si las difusividades intraparticular de los poros y de la superficie de la Arena Verde a

pequeña y escala completa son idénticos, entonces la siguiente expresión se puede obtener:

$$\frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \frac{t_{SC}/\varepsilon}{t_{LC}/\varepsilon} = \left(\frac{d_{SC}}{d_{LC}} \right)^2 = \left(\frac{R_{SC}}{R_{LC}} \right)^2 \quad (1.12)$$

t_{SC} = tiempo de funcionamiento de la columna a pequeña escala, días

t_{LC} = tiempo de funcionamiento de la columna a escala completa, días

R_{SC} = radio de la partícula del adsorbente en la columna a pequeña escala, mm

R_{LC} = radio de la partícula del adsorbente en la columna a escala completa, mm

ε = Porosidad del lecho

Para minimizar el impacto de las diferencias de la densidad aparente y fracción de vacíos entre las columnas piloto (o escala completa) y RSSCT, la siguiente ecuación se debe utilizar para calcular la masa de adsorbente en el RSSCT:

$$M_{SC} = EBCT_{LC} \left[\frac{R_{SC}}{R_{LC}} \right]^{2-x} Q_{SC} \rho_{F,SC} \quad (1.13)$$

Donde M_{SC} = masa de adsorbente en la columna a pequeña escala, kg

Q_{SC} = tasa de flujo de agua en la columna a pequeña escala, L/s

$\rho_{F,SC}$ = densidad aparente de la columna a pequeña escala, g/mL

2.9.4. Escalamiento del tiempo de operación

$$\frac{t_{SC}}{t_{LC}} = \frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \left[\frac{d_{SC}}{d_{LC}} \right]^2 \quad (1.14)$$

O se da por esta ecuación, si la difusividad depende del tamaño de la partícula:

$$\frac{t_{SC}}{t_{LC}} = \frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \left[\frac{d_{SC}}{d_{LC}} \right]^{2-x} \quad (1.15)$$

Diseño de RSSCT a difusividad constante

El conjunto final de ecuaciones de diseño para un diseño RSSCT constante difusividad se da como:

$$\frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \left[\frac{d_{SC}^2}{d_{LC}^2} \right] = \frac{t_{SC}}{t_{LC}} \quad (1.16)$$

$$\frac{v_{SC}}{v_{LC}} = \frac{d_{LC}}{d_{SC}} \quad (1.17)$$

v_{SC} = velocidad superficial (carga hidráulica) de la columna pequeña escala, m/h

v_{LC} = velocidad superficial (carga hidráulica) de la columna a escala completa, m/h

Para una pérdida de carga reducida, la velocidad superficial estaría dada por esta ecuación, siempre que el $Pe_{MTZ} \gg 50$, que se puede calcular a partir de los resultados experimentales. (Este criterio también asegura que la resistencia a la difusión intrapartical es el proceso de transporte más significativo).

$$v_{SC} = 0.1 \frac{\mu_l}{\rho_l 2R_{SC}} \varepsilon \quad (1.18)$$

μ_l = viscosidad del líquido a tratar

Un ejemplo de una curva de rompimiento para la determinación de capacidad de adsorción de arsénico por un adsorbente GFH (Granular Ferric Hydroxide), se presenta en la Figura N° 13.

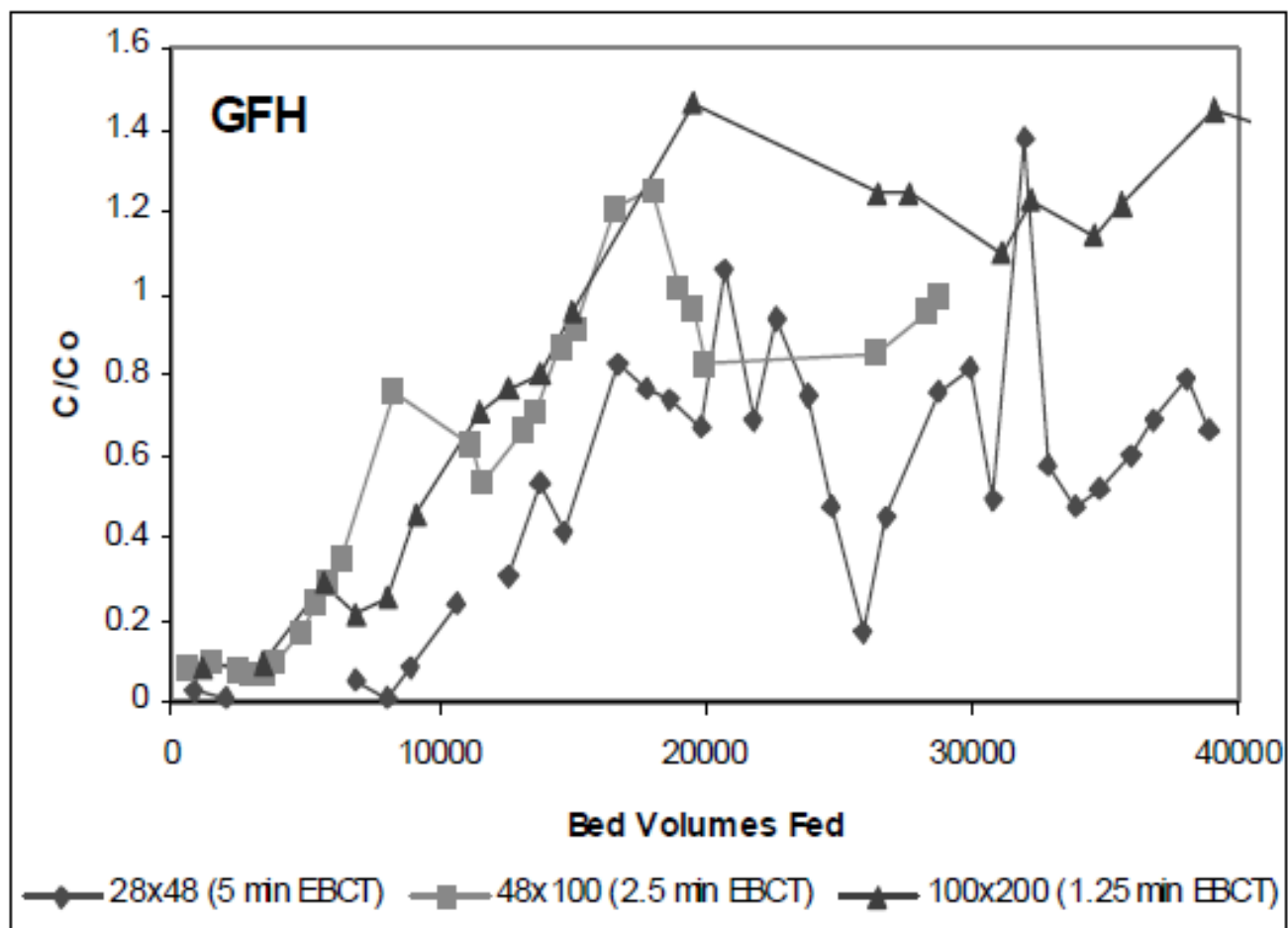


Figura N° 13 Curvas de rompimiento de columna campo para GFH, agua del grifo en el Patio Pinos de Ciudad del Albuquerque (Lillo, 2003b)

La curva que contiene la mayoría de datos de C/C_0 por debajo de 1 y con la mayor cantidad de volúmenes de agua tratados representan un mejor comportamiento, en este caso la curva de 28x48 (5 min) llega a superar el valor de 1 después de los 20000 volúmenes a diferencia de las otras dos, que llegan antes de esta cantidad de volúmenes a superar la relación C/C_0 de 1 (Lillo, 2003b).

Los valores de C/C_0 llegan a superar el valor de 1 una vez que el sistema alcanza el punto de ruptura y la solución continua fluyendo. De la superficie del lecho se remueve arsénico aumentando brevemente la concentración de la solución inicial, luego el lecho pasa a estar en equilibrio con la solución de alimentación (Treybal, 1988).

2.10. ESTUDIO DE ELIMINACIÓN DEL ARSÉNICO A ESCALA COMPLETA

Las pruebas se realizaron en las instalaciones de la Unidad Parcoy, el efluente a tratar denominado efluente Trapiche tiene un registro de monitoreo desde 2011, donde el valor máximo registrado de arsénico es de 4,6849 mg/L, en el siguiente grafico se puede observar la variación de arsénico de esta agua residual industrial minero metalúrgico.

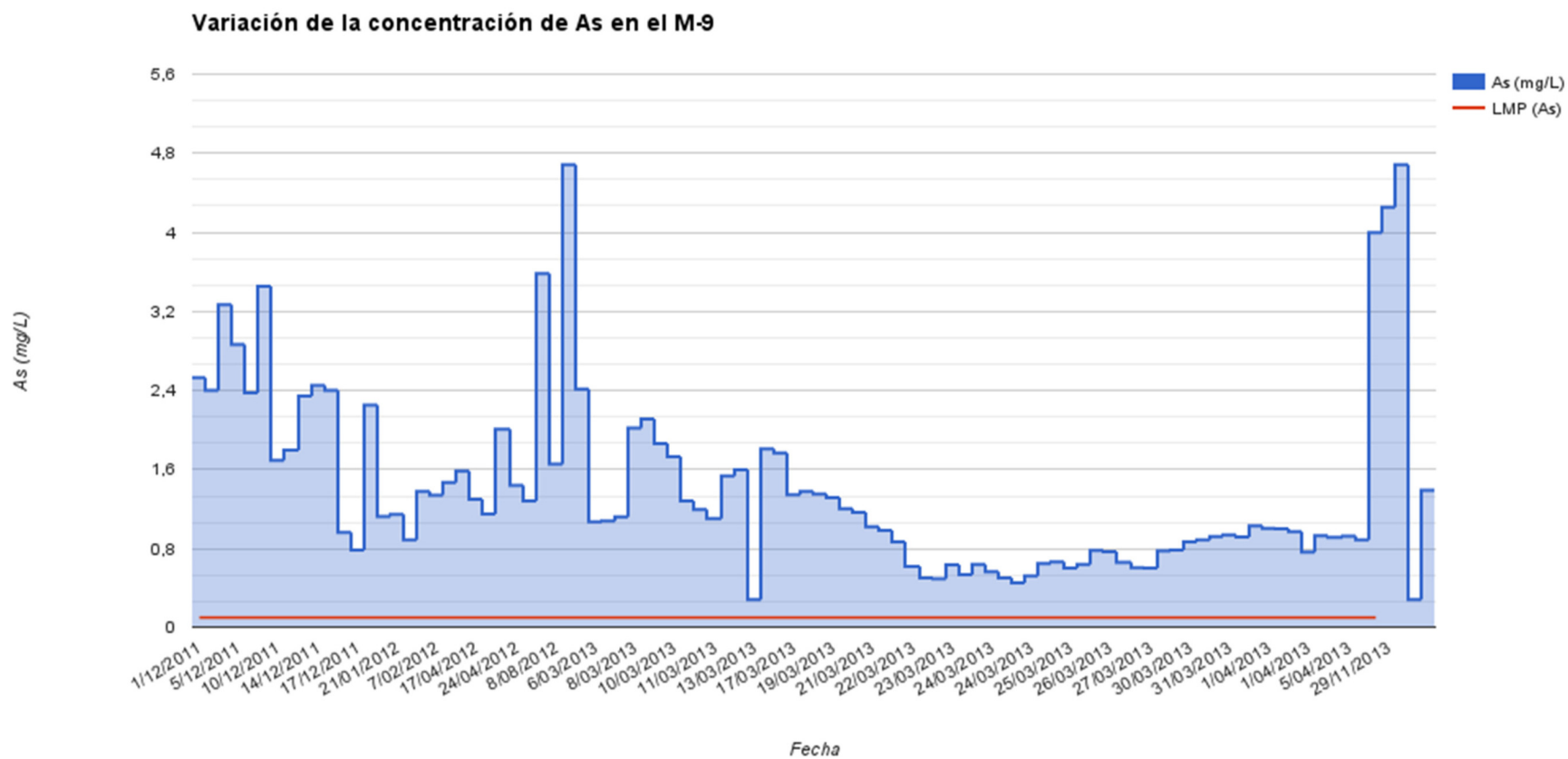


Figura N° 14 Variación temporal del arsénico en agua industrial minero metalúrgico

En el siguiente diagrama de flujo, se muestra la distribución de las etapas de tratamiento de la planta piloto. En la primera parte se realiza la oxidación con hipoclorito de sodio, después se realiza la coagulación con cloruro férrico, posteriormente se realiza la floculación y sedimentación, finalmente la parte principal de este estudio, “la prueba de adsorción con arena verde”, denominada en el diagrama de flujo como adsorción, esta prueba se intentó llevar a escala piloto, sin embargo debido a problemas técnicos, se optó por la prueba RSSCT, y posteriormente se realiza las pruebas para determinar las curvas de adsorción de Langmuir y Frundlich.

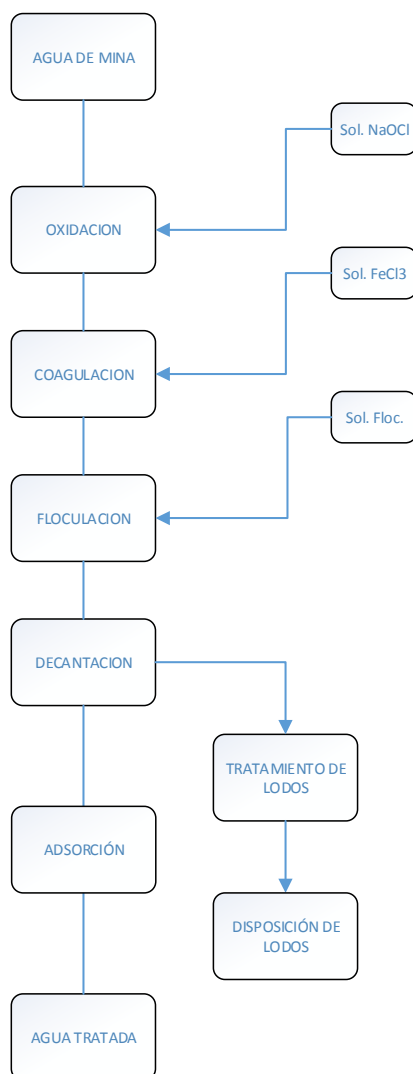


Figura N° 15 Diagrama de flujo del Sistema de tratamiento piloto desarrollado para las aguas minero metalúrgicos con contenido de arsénico

El estudio a escala completa por (Magyar, 1992) determinó que en un 95% la adsorción de arsénico era posible en un estudio a escala completa en una planta de tratamiento de Kelliher, Saskatchewan. La aldea de Kelliher había desarrollado un nuevo pozo que produjo un promedio de 54 µg/L de arsénico durante el periodo de prueba. La Tabla N° 8 resume los resultados de (Magyar, 1992).

Tabla N° 8 Eliminación de arsénico utilizando arena verde de manganeso en Kelliher, Saskatchewan (Magyar, 1992)

Muestra #	Descripción	U.S. Galones tratados	Concentración de Arsénico en el agua µg/L	Porcentaje de remoción
3	Filtro # 1	4248	1,0	98,1
4	Filtro # 1	12495	1,1	97,9
5	Filtro # 1	20832	1,3	97,5
6	Filtro # 1	29155	4,5	91,3
7	Filtro # 1	37485	5,0	90,3
8	Depósito	37485	2,2	95,8

La planta ha sido utilizada como un sistema a presión continua de 4,0 a 5,5 PSIG y un caudal de 76 gpm (4,8 L/s). La tasa de filtración fue 2,4 gpm/ft² (6 m/h). El sistema se hace funcionar durante casi 12 horas, el tratamiento de 54,021 galones estadounidenses (205 sistema de m³). El sistema se retro lavó a 12,73 gpm/pies² (32 m/h) durante 17 minutos. Permanganato de potasio se añadió en el modo de regeneración continua a una velocidad de aproximadamente 2,3 mg/L. El pH promedio fue de 7,2 a 7,3, típico de las aguas subterráneas. La concentración total de hierro del agua cruda fue de 1,79 mg/L y la concentración total de manganeso fue 0,472 mg/L. La eficiencia media de eliminación de hierro fue 97,8 por ciento. La remoción de manganeso promedio fue de 74,2 por ciento.

El diámetro de los filtros de arena verde de manganeso fue de 54 pulgadas. Suponiendo una profundidad típica de 30 pulgadas, el volumen del lecho de un filtro es 297 galones. Por lo tanto, alrededor de 126 volúmenes de lecho fueron tratados (1 volumen, es la cantidad de agua que puede inundar la columna) y el agua mezclada promedio efluente fue tratado a 2,2 ug/L. Este es un pobre rendimiento en términos de

volúmenes de lecho, si el límite de la calidad del agua es baja, alrededor de 2 a 5 ug/L, pero todavía podría ser más viable económicamente que las otras opciones de tratamiento que son capaces de tratar a este nivel. Si el límite de la calidad del agua es más alto, alrededor de 10 a 20 ug/L, la filtración con arena verde de manganeso probablemente sea aún más viable, ya que pueden ser tratados muchos más volúmenes de lecho antes de la regeneración. *Magyar* (1992) concluye que los mecanismos posibles para la eliminación de arsénico son:

- La formación de complejos de arsénico con el hidróxido férrico y la manganita, formando en ambos casos precipitados que son eliminados posteriormente por procesos de sedimentación y floculación;
- La unión química del arsénico al revestimiento de dióxido de manganeso de la arena verde por adsorción química
- Considera que la teoría del intercambio iónico establecido en el ítem 2.5.2 es posible pero menos probable.

2.11. ESTUDIO REMOCIÓN DE ARSÉNICO A ESCALA PILOTO

El estudio a escala piloto realizado por West Yost and Associates, probaron cuatro unidades pequeñas suministrados por Hungerfield and Terry, Rescue Engineers, Loprest Water Company, y Pureflow Filtration Division (West Yost and Associates, 1996).

Las unidades suministradas por Hungerfield and Terry y Loprest consisten en dos camas tradicionales de arena verde de manganeso en combinación con una capa de cubierta de antracita y cama de capas de soporte de grava y arena. La unidad suministrada por Pureflow contenía 36 centímetros de un material adsorbente no especificado, se supone que es algo similar a la arena verde de manganeso. La unidad suministrada por los ingenieros de rescate contiene arena de sílice medio y grueso con una capa de cubierta de antracita.

El agua a tratar fue producida por un pozo con una concentración media de arsénico de 112 µg/L. El agua cruda también contenía los siguientes componentes: 0,1 mg/L de sulfuro, 0,25 mg/L de hierro, 0,24 mg/L de manganeso, 2,5 mg/L de sulfato, un pH de 7,9 y una dureza de 132 mg/L

como CaCO_3 . El estudio varió principalmente las tasas de filtración, las tasas de cloración, y las dosis de cloruro férrico. A los fabricantes Hungerfield and Terry, Rescue Engineers, Loprest Water Company, y Pureflow Filtration Division se les permitió establecer las condiciones óptimas, para su unidad de alimentación, de hipoclorito de sodio y la dosis de cloruro férrico, pero todas las unidades se pusieron a prueba en un plazo inicial de filtración sin alimentación de estos dos productos químicos. La regeneración continúa con permanganato de potasio, que es un modo de funcionamiento estándar para el sistema de arena verde de manganeso, no fue utilizado en las unidades. No se hace mención de que el permanganato de potasio se haya utilizado para la regeneración intermitente durante las ejecuciones de prueba de filtración. El hipoclorito de sodio se supone que es el único oxidante necesario para oxidar eficazmente el hierro, manganeso, arsénico, y sulfuro de hidrógeno. Los investigadores afirman que por lo general cada fabricante trató de mantener un cloro residual de al menos 0,5 mg/L en el agua tratada.

Los resultados fueron como se predijo. Hierro y el manganeso se eliminaron generalmente a tasas superiores a 95 por ciento. El arsénico sólo se eliminó a niveles de menos de 20 por ciento cuando no se añadió hierro adicional, pero cuando se le añade cloruro férrico, la remoción de arsénico se incrementó significativamente. El mejor rendimiento, 93 por ciento de eliminación de arsénico total a un rango de concentración final de 12 $\mu\text{g/L}$ a 3 $\mu\text{g/L}$ se logró por la unidad de Loprest a una tasa de filtración de 5 gpm/pies² y una dosis de cloruro férrico de 8,12 mg/L. Este alto rendimiento podría ser el resultado de la cama de arena verde de manganeso más profundo a las 36 pulgadas y la dosis de hierro más alta de cualquiera de las unidades. Los investigadores concluyen que la eliminación de arsénico es principalmente una función de la dosis de hierro y sugieren que la co-precipitación con el floculo de hidróxido férrico es la explicación más razonable.

2.12. PRUEBA RÁPIDA DE COLUMNA A PEQUEÑA ESCALA (RSSCT)

La prueba rápida de columna a pequeña escala (Rapid Small-Scale Column Tests) es un método de prueba rápida de bajo costo, que puede ser utilizado para determinar las características de sorción de un adsorbedor de lecho fijo a gran escala utilizando pequeños estudios de columna. El proceso RSSCT fue desarrollado para la adsorción de contaminantes orgánicos sobre carbón activado granular, y fue aplicado a la adsorción de arsénico sobre alúmina activada (Aragon, 2004).

La ventaja principal de utilizar RSSCTs sobre pruebas piloto es el ahorro de tiempo, consumo de material filtrante (arena verde) y de permanganato de potasio. En teoría, la RSSCT puede llevarse a cabo en 1,05 % del tiempo requerido para una escala piloto (Crittenden and Thomas, 1998) . Otras grandes ventajas son el ahorro de costos, la reducción de las necesidades de agua, y el hecho de que una amplia isoterma y estudios cinéticos no son necesarios (Aragon, 2004).

Los modelos de transferencia de masa (Modelos de difusión superficial homogénea y de dispersión en poros) se pueden utilizar para determinar los parámetros adimensionales que respaldan la similitud entre columnas de pequeña y gran escala. Con posterioridad a la determinación de las relaciones de similitud, los RSSCT's se pueden escalar para ayudar en el diseño de una operación de tratamiento a gran escala (Aragon, 2004).

CAPITULO III

PARTE EXPERIMENTAL

En este capítulo se describe los materiales, insumos, equipos y el procedimiento utilizado para la parte experimental que consta de dos partes. La primera parte describe el procedimiento utilizado para la determinación de la isoterma de equilibrio. La segunda parte describe el procedimiento utilizado para la determinación de los principales parámetros de diseño de una columna a pequeña escala a partir de los ensayos RSSCT.

En la primera parte se siguió el procedimiento para la preparación de las soluciones iniciales de arseniato, para la determinación de las isotermas de equilibrio a partir de óxido de arsénico, estas soluciones deben tener una concentración conocida de arsénico, la preparación de la solución de arsénico garantiza que todo el óxido de arsénico utilizado esté en la solución como arsénico disuelto. Esta parte experimental se realizó en Lima, en un equipo de agitación constante para hacer más eficiente la adsorción de arsénico en diferentes partes del envase contenedor de la solución, la prueba duró 7 días. Al final de la prueba se midió el volumen final de la solución para determinar el volumen de solución.

En la segunda parte se describe la preparación de la columna de adsorción a pequeña escala para los ensayos RSSCT. La muestra utilizada para este ensayo fue tomada a la salida del tanque de sedimentación de la planta piloto de oxidación-coagulación-floculación-sedimentación, esta fue depositada en un tanque a partir de la cual se enviara a la columna de adsorción. El equipo utilizado fue construido mediante materiales suministrado por el laboratorio metalúrgico de la mina y accesorios adquiridos especialmente para esta prueba. El trabajo se realizó ininterrumpidamente durante dos días aproximadamente, iniciando primeramente con la prueba para un EBCT = 4 min y posteriormente para un EBCT = 8 min.

3.1. IMPLEMENTACIÓN

La implementación de la columna RSSCT se llevó a cabo en el laboratorio de medio ambiente con el apoyo del laboratorio químico y de investigaciones metalúrgicas de la Unidad Parcoy de Consorcio Minero Horizonte, esta se puede apreciar en el Anexo 2. La implementación de equipo para la determinación de la isoterma de equilibrio se realizó en Lima.

3.1.1. Materiales

Válvulas

Conectores de bronce

Columna de PVC

Bidón de 100 L

Envases de plástico de 500 mL para muestras de agua

Vasos de precipitados 500 mL

6 vasos de precipitados de 1000 mL

Varillas de vidrio

2 Fiolas de 1000 mL

2 fioles de 200 mL

2 fioles de 500 mL

3.1.2. Equipos

Bomba dosificadora de pulso, marca Neptune

Manómetro

Multiparametro, Marca YSI professional

Turbidímetro, Marca Lovibond

Equipo de Test de jarras, Marca Lovibond

Balanza analítica de 4 dígitos de precisión

3.1.3. Insumos Químicos Usados

a) Óxido de arsénico

La presentación del arsénico es como trióxido de arsénico que fue cuidadosamente manejado para evitar cualquier tipo de contaminación con este producto.

Especificaciones técnicas

De grado industrial

- Apariencia/forma: polvo blanco
- Peso molecular: 197,84 g/mol
- La pureza: 99,0% min
- Punto de fusión: 312,3 °C; (594,1 °F)
- Punto de ebullición: 457,2 °C; (855,0 °F) en 760 mmHg
- La densidad: 3,738 g/mL
- Solubilidad: ligeramente soluble en agua, soluble en ácidos, los álcalis, y el glicerol.

Análisis de composición

As₂O₃: 99,0% min

La humedad: 0,3% max

Fe: 0,03% max

Pb: 0,02% max

Cl: 0,008% max

b) Solución de hipoclorito de sodio

El hipoclorito usado es de grado técnico con las siguientes especificaciones técnicas del distribuidor.

Tabla N° 9 Especificaciones Técnicas

Características	Límite Inferior	Límite Superior	Unidad
Hipoclorito de sodio(Como NaOCl)	10,40	...	%w/w
Cloro Disponible (Como Cl ₂)	11,64	...	%w/v
Soda residual (Como NaOH)	1,17	1,38	%w/w
Carbonato de Sodio (Como)Na ₂ CO ₃)	...	1,00	%w/w
Hierro (Como Fe)	...	2,00	mg/L
Insolubles	...	0,15	%w/v
pH	11,00
Densidad	1,165	...	g/MI
Temperatura	30	°C
Aspecto	Liquido Transparente exento de partículas en suspensión		
Color	Ligeramente amarillo-verdoso		
Tiempo de Vida	35 días a partir de la fecha de producción		

Propiedades

- Peso Molecular: 74,45
- Densidad: Min. 1,165 g/mL
- Temperatura: Max 30°C.
- Apariencia: Solución acuosa clara, ligeramente amarilla verdosa con olor penetrante e irritante.
- Características Químicas: El hipoclorito de sodio es soluble en agua fría, pero en agua caliente, a temperaturas mayores a los 30°C, se descompone o se disocia. Es un compuesto oxidante.

c) Arena Verde (Greensand Plus de Manganeso)

Características Físicas

- Forma física: Gránulos nodulares negros, enviados en forma seca

- Densidad aparente: 85 libras por pie cúbico neto¹ (1362 kg/m³ neto)
- Peso de envío: 89 libras por pie cúbico bruto²(1426 kg/m³ neto)
- Gravedad específica: Aproximadamente 2,4
- Porosidad: Aproximadamente 0,45
- Graduación de Pantalla (seca): Malla de 18 x 60
- Tamaño Efectivo: 0,30 a 0,35 mm
- Coeficiente de Uniformidad: Menos de 1,60

Características Operacionales

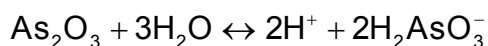
- Rango de pH: 6,2 – 8,5
- Temperatura Máxima: Sin límite
- Índice de Retro Lavado: Mínimo 12 gpm/pies² a 55°F (30m/h a 13° C)
- Flujo de Servicio: 2 - 5 gpm/pies² (5-12 m/h)
- Profundidad mínima del lecho: 24 pulgadas (0,6 m) 15 -18 pulgadas (0,4 -0,45 m) de cada medio para lechos de medio dobles

3.2. PROCEDIMIENTO EXPERIMENTAL

3.2.1. Isoterma de equilibrio Langmuir y Freundlich

Las pruebas se realizaron en el laboratorio de la empresa Geotech Ingeniería y Desarrollo

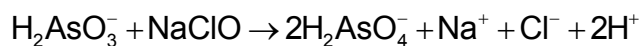
- De una solución patrón de arsenito, de concentración conocida, se toma 5 ppm de solución y se lleva a dilución hasta 1 L.



¹Peso neto: Peso del insumo solo

²Peso bruto: peso del insumo y el envase que lo contiene

- Se procedió a oxidar los 5 ppm de arsenito (As^{+3}) con hipoclorito de sodio hasta tener una solución final de arseniato (As^{+5}) (Ghurye & Clifford, 2001) según la siguiente ecuación:



- De la solución preparada anteriormente se procede a hacer diluciones hasta obtener una muestra de arseniato (As^{+5}) a diferentes concentraciones 0,0365, 0,0507 y 0,1186 ppm
- La forma de polvo granular de arena verde (diámetro de partícula de 0,125 mm), se seca en un desecador y se procede a pesar 3 muestras de 0,1 g y 3 muestras de 1 g.
- Las muestras de arena verde se colocan en vasos de precipitado de 1 L y luego se agregan las diluciones de arseniato (As^{+5})
- Se realizaron pruebas en por cada dilución de arseniato.
- Se envolvió cada muestra con papel para evitar el paso de luz, la habitación donde se realizó el análisis se mantenía a una temperatura de 26,1°C y 60% humedad relativa.
- La prueba se realizó con el agitador del Test de Jarras (marca Lovibond) a 90 rev/min a una temperatura constante durante un período de 7 días.
- Al final del período, la concentración en fase acuosa del adsorbato se analizó en el laboratorio Inspectorate Services Perú S.A.C. y la capacidad de equilibrio de adsorción se calculó para cada muestra usando la expresión de balance de masas, tanto para la curva de equilibrio de Langmuir como la de Freundlich.

Tabla N° 10 Contenido de arsénico (As⁺⁵) por cada litro de agua preparada

	Peso de la arena verde (g)	Volumen de muestra tomada (mL)	Concentración de As al final de la pruebas (mg/L)
M1-0	Blanco	1000	0,0365
M2-0	Blanco	1000	0,0507
M3-0	Blanco	1000	0,1186
M1-1	0,10	1000	0,0244
M2-1	0,10	1000	0,0317
M3-1	0,10	1000	0,0882
M1-2	1,00	1000	0,0043
M2-2	1,00	1000	0,0056
M3-2	1,00	1000	0,0221

3.2.2. Prueba rápida en columna a pequeña escala (RSSCT)

Preparación de la columna RSSCT (Vu, Kaminski, & Nuñez, 2003)

- Tamizar el medio de escala completa
- Peso tamiz del medio - Diámetro de partícula de 0,125 mm
- Pesar la masa prevista de Arena Verde y añadir a la columna
- Coloque el tubo del efluente por encima de la columna para evitar el arrastre de aire
- Calibrar el caudal de la bomba dosificadora con agua de prueba.

Tabla N° 11 Parámetros de diseño de la columna a escala completa con respecto al RSSCT con EBCT= 4 min

Parámetro de diseño	Unidad	Escala completa	RSSCT calculada
Diámetro de partícula	mm	0,750	0,125
Densidad aparente	g/mL	1,410	1,410
EBCT	min	4,000	0,111
Velocidad superficial	m/h	12,000	72,000
Caudal	mL/min	$1,3 \times 10^5$	60,319
Diámetro de columna	cm	100,000	0,800
Altura de la columna	cm	100,000	13,333
Masa de adsorbente (M)	g	$3,255 \times 10^6$	9,450
Tiempo de operación (t)	d	30,000	0,833
Volumen de agua requerido	L	$5,616 \times 10^6$	72,382
Concentración inicial de As	mg/L	0,0669	0,0669
Volumen de columna	cm ³		6,70
Porosidad (dato fabricante)	-		0,45
Volumen de contacto (EB)	cm ³		3,02

RSSCT: Prueba rápida en columna a pequeña escala

Escala completa: Datos obtenidos de bibliografía (Crittenden et al., 2012)

LC: Columna a escala grande

SC: Columna a escala pequeña

Para:

Tiempo de Contacto en los Vacíos del Lecho (EBCT)

$$EBCT_{LC} = 4 \text{ min}$$

Según la ecuación 1.12

$$EBCT_{SC} = EBCT_{LC} \left(\frac{d_{SC}^2}{d_{LC}^2} \right)$$

$$d_{SC} = 0,125 \text{ mm} \quad d_{LC} = 0,750 \text{ mm}$$

$$EBCT_{SC} = 0,111 \text{ min}$$

De la ecuación 1.17

$$\frac{v_{SC}}{v_{LC}} = \frac{d_{LC}}{d_{SC}}$$

$$v_{SC} = 72 \frac{\text{m}}{\text{h}}$$

Según la ecuación 1.16

$$\frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \frac{d_{SC}^2}{d_{LC}^2} = \frac{t_{SC}}{t_{LC}}$$

$$\text{Para un } t_{LC} = 30 \text{ días}$$

$$t_{SC} = 0,833 \text{ días}$$

Para determinar la profundidad de la arena verde en la columna se usó la relación siguiente.(U.S. EPA, 2012)

$$L_{SC} = v_{SC} \times EBCT_{SC}$$

Donde:

$$L_{SC} = 13,333 \text{ cm}$$

Hallando el Caudal:

El Caudal está en función del área de la columna y de la velocidad superficial, así tenemos:

$$A_{SC} = \pi \times \frac{D_{SC}^2}{4}$$

$$Q_{SC} = v_{SC} \times A_{SC}$$

$$Q_{SC} = 60,319 \frac{\text{mL}}{\text{min}}$$

$$\rho_{SC} = 1,41 \frac{\text{g}}{\text{mL}}$$

De la ecuación 1.13

$$M_{SC} = Q_{SC} \times EBCT_{SC} \times \rho_{SC}$$

$$M_{SC} = 9,45 \text{ g}$$

Cálculo del volumen de agua requerido (V_W):

$$V_W = Q_{SC} \times t_{SC}$$

$$V_W = 72,382 \text{ L}$$

Determinación del Volumen de Contacto:

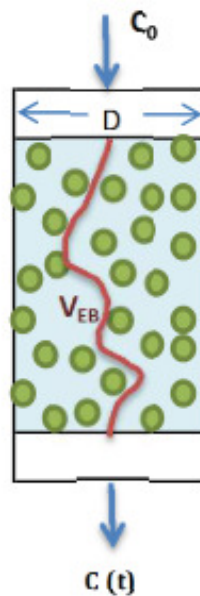


Figura N° 16 Volumen de los espacios vacíos en una columna de adsorción.

Donde:

V = Volumen de la columna

D = Diámetro de la columna

H = Altura de la columna

V_{EB} = Volumen de contacto

Q = Concentración de ingreso

Q' = Concentración a la salida

ε_p = Porosidad del lecho de arena verde

$$V = \pi \frac{D^2}{4} H$$

$$V_{EB} = V \varepsilon_p$$

$$V = \pi \times \frac{(0,800\text{cm})^2}{4} \times 13,33\text{cm}$$

$$V = 6,70 \text{ cm}^3$$

$$V = 6,70 \text{ cm}^3$$

$$V_{EB} = V \times \varepsilon_p$$

$$V_{EB} = 6,70 \text{ cm}^3 \times 0,45$$

$$V_{EB} = 3,02 \text{ cm}^3$$

Se procedió de igual manera para un tiempo de contacto de 8 minutos, es decir un $EBCT_{LC} = 8\text{min}$ donde los datos obtenidos están en la tabla a siguiente:

Tabla N° 12 Parámetros de diseño de la columna a escala completa con respecto al RSSCT con EBCT= 8 min

Parámetro de diseño	Unidad	Escala completa	RSSCT
Diámetro de partícula	mm	0,750	0,125
Densidad aparente	g/mL	1,410	1,410
EBCT	min	4,000	0,222
Velocidad superficial	m/h	12,000	72,000
Caudal	mL/min	$1,3 \times 10^5$	60,319
Diámetro de columna	cm	100,000	0,800
Altura de la columna	cm	100,000	26,667
Masa de adsorbente (M)	g	$3,255 \times 10^6$	18,899
Tiempo de operación (t)	d	30,000	0,833
Volumen de agua requerido	L	$5,616 \times 10^6$	72,382
Concentración inicial de As	mg/L		0,0729
Volumen de columna	cm ³		13,40
Porosidad (dato fabricante)	---		0,45
Volumen de contacto (EB)	cm ³		6,03

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se procede al tratamiento de datos y los resultados obtenidos son graficados para realizar el análisis respectivo. Mediante el tratamiento de datos se realiza el ajuste a una de las isothermas recomendadas, la curva resultante con un nivel de significancia por encima del 95% es el que se ajusta mejor a los datos obtenidos en la etapa experimental. En este caso la isoterma de equilibrio que mejor se ajusta a los datos es la isoterma de Freundlich. Una vez determinados las constantes de Freundlich, a partir de la ecuación de la línea de tendencia logarítmica, estos datos son utilizados en el Modelo de Clark para prolongar la tendencia de los datos obtenidos en los ensayos RSSCT.

Si los datos se han ajustado correctamente a la isoterma de Freundlich se procede a determinar las constantes de Clark, en consecuencia el modelo de Clark debe ajustarse a los datos de los ensayos RSSCT. Posteriormente se procede a determinar el punto de rompimiento y el punto de saturación, los cuales servirán para determinar los principales parámetros de diseño de la columna a escala pequeña usado en el ensayo RSSCT.

Los parámetros de diseño obtenidos pertenecientes a la columna a escala pequeña pueden ser utilizados para realizar el escalamiento a una columna a escala completa con un requerimiento de caudal cualquiera.

4.1. ISOTERMA FREUNDLICH

Los datos obtenidos ajustan mejor a la isoterma de Freundlich el cual nos da un $R^2 = 0,9724$, valor con un nivel de significancia aceptable. En la Tabla N° 13 se puede observar la tabulación de los datos obtenido en el ensayo RSSCT y su tratamiento respectivo para su ajuste a la isoterma de Freundlich.

Tabla N° 13 Parámetros de Freundlich para el tratamiento con 1 g y 0,1 g de arena verde

Masa de arena verde	Concentración inicial de Arsénico (Co)	Concentración final de Arsénico (CA)	q _A	q _A	Log C _A	Log q _A
g	mg/L	mg/L	µg _{As} /g _{av}	µmol/g _{av}		
1	0,0365	0,0043	32,2	0,429	-1,242	-0,367
1	0,0507	0,0056	45,1	0,601	-1,127	-0,221
1	0,1186	0,0221	96,5	1,287	-0,531	0,109
0,1	0,0365	0,0244	121	1,613	-0,488	0,208
0,1	0,0507	0,0317	190	2,533	-0,374	0,404
0,1	0,1186	0,0882	304	4,053	0,070	0,608

Se graficó la isoterma de Freundlich (Figura N° 17) a escala normal cartesiana, y mediante el método de mínimos cuadrados se determinó el coeficiente de correlación para dar forma a la ecuación:

$$\log q_A = 0,5788 + 0,7404 \times \log C_A$$

$$\log q_A = \log K_A + \left(\frac{1}{n}\right) \times \log C_A$$

Luego se procedió a determinar las constantes de Freundlich

$$\frac{1}{n} = 0,7404$$

$$n = 1,3504$$

$$\log K_A = 0,5788$$

$$K_A = 3,7914 \left(\frac{\text{mg}}{\text{g}} \right) \left(\frac{\text{L}}{\text{mg}} \right)^{\frac{1}{1,3504}}$$

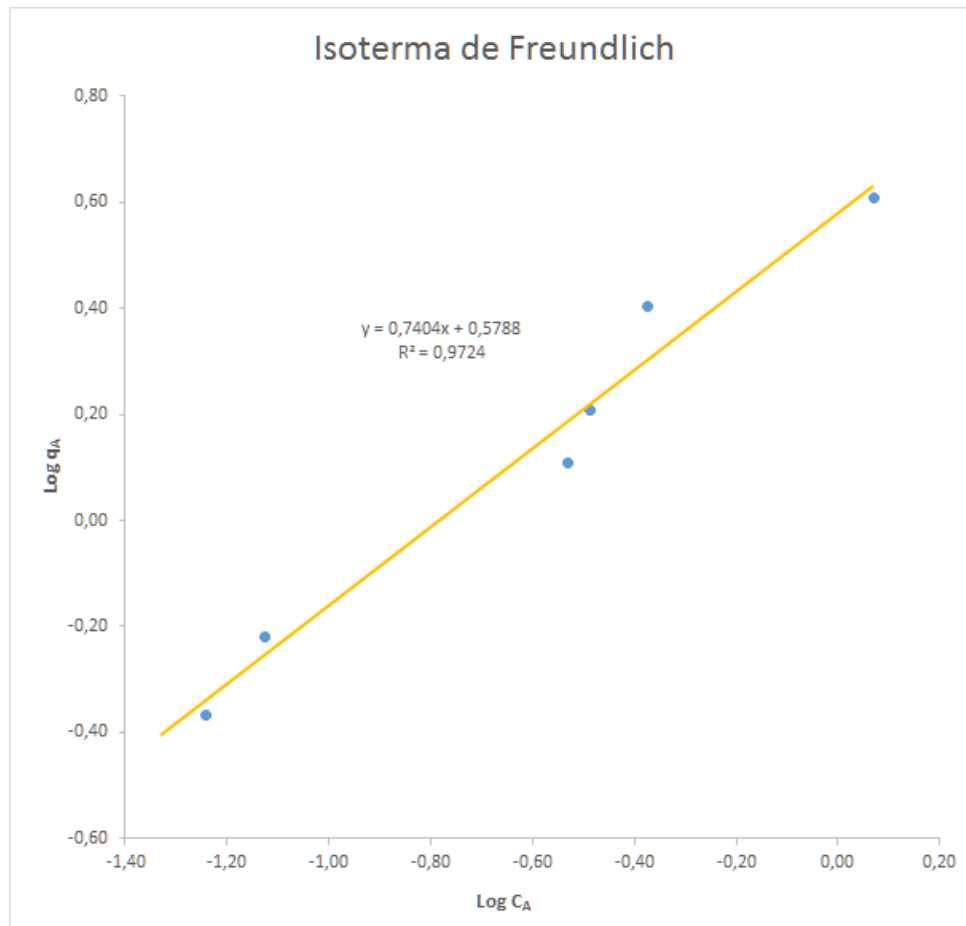


Figura N° 17 Isoterma de Freundlich de la concentración de la fase adsorbente en el equilibrio (q_A) y la concentración del adsorbato en el equilibrio de la solución (C_A) a escala logarítmica

4.2. PRUEBA EXPERIMENTAL EN COLUMNA A PEQUEÑA ESCALA (RSSCT)

El diseño de una columna a escala completa se llevó a cabo mediante escalamiento con una columna RSSCT, la cual a la vez se escaló de una columna recomendada por (Crittenden et al., 2012). Las características de la arena verde se especifican en la 0 y Tabla N° 6, el diámetro de partícula utilizado tiene una medida de malla -115 unidades Taylor, preparadas en el laboratorio de operaciones unitarias de Ingeniería química UNMSM. Las pruebas se realizaron para un EBCT de 4 minutos y 8 minutos.

Tabla N° 14 Características físicas de columna y del adsorbente

Parámetro de diseño	Unidad	Escala completa	RSSCT para EBCT 4 min	Escala completa	RSSCT para EBCT 8 min
Diámetro de partícula	mm	0,750	0,125	0,750	0,125
Densidad aparente	g/mL	1,410	1,410	1,410	1,410
EBCT	min	4,000	0,111	8,000	0,222
Velocidad superficial	m/h	12,000	72,000	12,000	72,000
Caudal	mL/min	$1,3 \times 10^5$	60,319	$1,3 \times 10^5$	60,319
Diámetro de columna	cm	100,000	0,800	100,000	0,800
Altura de la columna	cm	100,000	13,333	100,000	26,667
Masa de adsorbente (M)	g	$3,255 \times 10^6$	9,450	$3,255 \times 10^6$	18,899
Tiempo de operación (t)	d	30,000	0,833	30,000	0,833
Volumen de agua requerido	L	$5,616 \times 10^6$	72,3802	$5,616 \times 10^6$	72,382

EBCT: Tiempo de contacto en los vacíos del lecho

4.3. MODELO CLARK

El modelo desarrollado por Clark (Hamdaoui, 2009) está basado en el uso de concepto de transferencia de masa en combinación con la isoterma de Freundlich.

$$\left(\frac{C_0}{C}\right)^{n-1} - 1 = Ae^{-rt}$$

Para calcular los parámetros en el modelo de Clark y definir una nueva relación para la curva de ruptura, de la relación $\frac{C}{C_0}$ en función de t se obtiene la siguiente relación:

$$\frac{C}{C_0} = \left(\frac{1}{1 + Ae^{-rt}}\right)^{1/n-1}$$

Donde:

n = constante de Freundlich,

A y r = constantes de Clark:

Reordenando linealmente:

$$\ln \left[\left(\frac{C}{C_0} \right)^{1-n} - 1 \right] = -rt + \ln A$$

Graficando $\ln \left[\left(\frac{C}{C_0} \right)^{1-n} - 1 \right]$ contra t , los valores de A y r pueden determinarse a partir de la pendiente y la ordenada al origen de la línea recta.

4.4. CARACTERÍSTICAS DE LA MUESTRA A TRATAR

En la Tabla N° 15 se presenta la caracterización de la muestra antes de pasar por la columna de adsorción de arena verde RSSCT, incluye valores de los parámetros fisicoquímicos y concentración de los principales metales en el agua. Los metales están expresados como metales totales.

Tabla N° 15 Valores de los parámetros Fisicoquímicas y concentración de metales de la muestra antes del ensayo en la columna RSSCT

Parámetros	Para EBCT = 4 min	Para EBCT = 8 min	Unidades
pH	6,65	6,74	--
Conductividad	741	784	μS/cm
ORP	293	299	mV
Turbidez	1,79	2,5	NTU
As	0,0669	0,0729	mg/L
Fe	0,6603	0,7560	mg/L
Cd	0,0002	<0,0002	mg/L
Cu	0,0026	0,0061	mg/L
Zn	0,0129	0,0225	mg/L
Mn	0,4370	0,4738	mg/L
Pb	<0,0002	<0,0002	mg/L

4.5. TIEMPO DE CONTACTO DE 4 MINUTOS

En la Tabla N° 16 se presenta los resultados de los ensayos realizados en una columna RSSCT para un tiempo de contacto en los vacíos del lecho (EBCT = 4 min) para un tiempo de contacto de 4 minutos en la columna a escala completa.

Tabla N° 16 Características de As del efluente en función del tiempo para
EBCT = 4 min y masa del adsorbente = 9,45g

C_o	V	t	C_i	M_(As salida)	M_{As adsorbido}
(mg/L)	L	Minutos	As (mg/L)	mg	mg
0,0669	0,03	0,5	0,0005	0,0002	0,002
0,0669	0,15	2,5	0,0026	0,0003	0,010
0,0669	0,30	5	0,0011	0,0002	0,020
0,0669	0,45	7,5	0,0014	0,0006	0,030
0,0669	0,90	15	0,0014	0,0014	0,059
0,0669	1,36	22,5	0,0046	0,0032	0,085
0,0669	1,81	30	0,0095	0,0048	0,104
0,0669	2,26	37,5	0,0118	0,0081	0,125
0,0669	2,71	45	0,0241	0,0198	0,116
0,0669	3,62	60	0,0196	0,0689	0,171
0,0669	7,24	120	0,0185	0,1350	0,350
0,0669	14,48	240,01	0,0188	0,2707	0,696
0,0669	28,95	480,02	0,0186	0,5038	1,398
0,0669	57,91	960,03	0,0162	0,2266	2,936
0,0669	72,38	1200,04	0,0151		3,749

**Masa Total
de As a la
salida** **1,2435**

En la Figura N° 18 se presenta la variación del pH del efluente de la columna de adsorción de arena verde para un tiempo de contacto (EBCT) de 4 minutos, por volumen de lecho, se observa en todas las muestras hay una ligera disminución del pH pero se mantienen en la zona de acidez. El pH varía desde 6,52 a 6,81 el promedio es de 6,71.

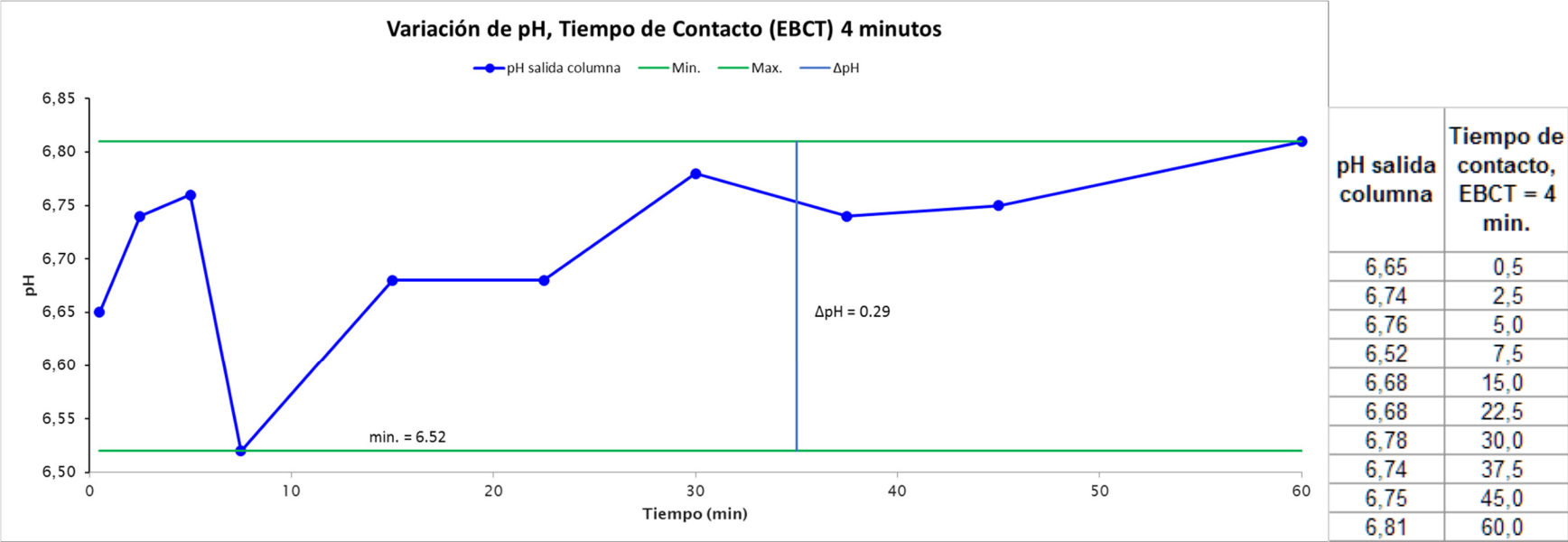


Figura N° 18 Variación pH en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.

En la Figura N° 19 se presenta la variación de la turbidez del efluente en la columna de adsorción de arena verde para un tiempo de contacto (EBCT) de 4 minutos, donde se observa en todas las muestras la disminución de la turbidez debido a que el lecho de arena actúa también como medio filtrante, existe un tendencia a incrementarse en el tiempo. El valor mínimo de turbidez encontrado fue de 0,81 NTU y el máximo fue de 3,05 NTU un promedio de 1,53 NTU.

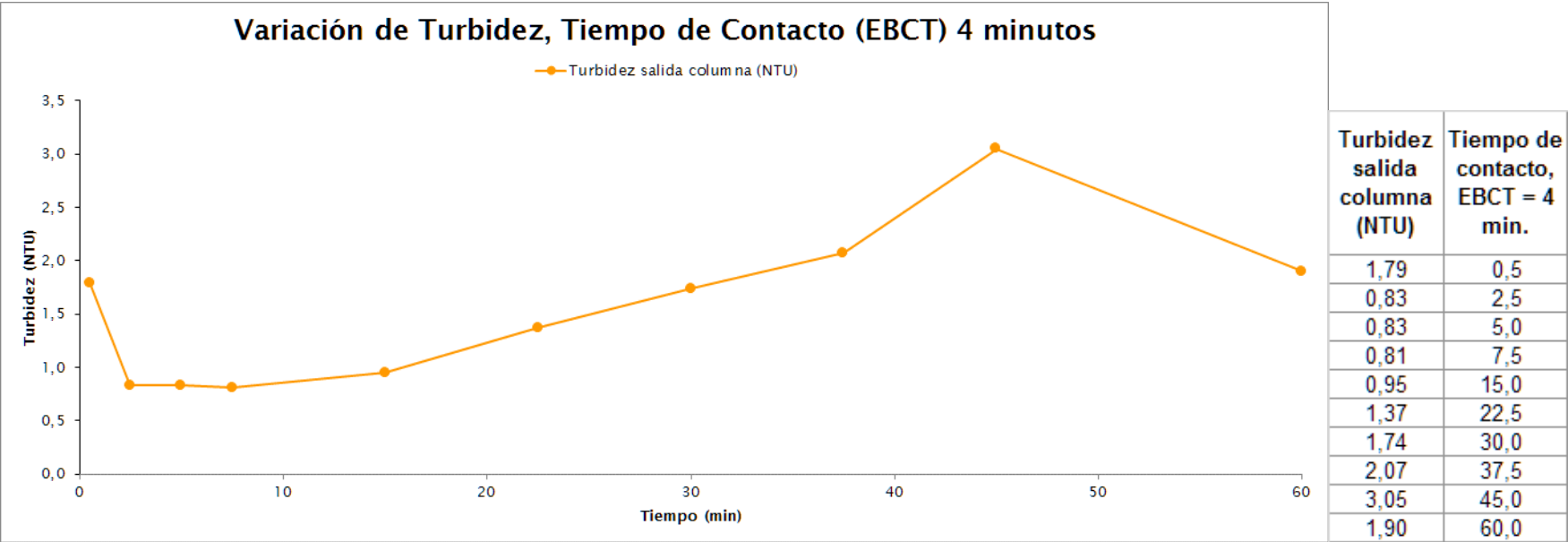


Figura N° 19 Variación de la turbidez en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.

En la Figura N° 20 se presenta la variación del arsénico del efluente en la columna de adsorción de arena verde para un tiempo de contacto (EBCT) de 4 minutos, se observa en todas las muestras una disminución de la concentración de arsénico y se encuentran por debajo del LMP. Para seguir la tendencia de la curva, se hizo uso de un modelo matemático (modelo de Clark).

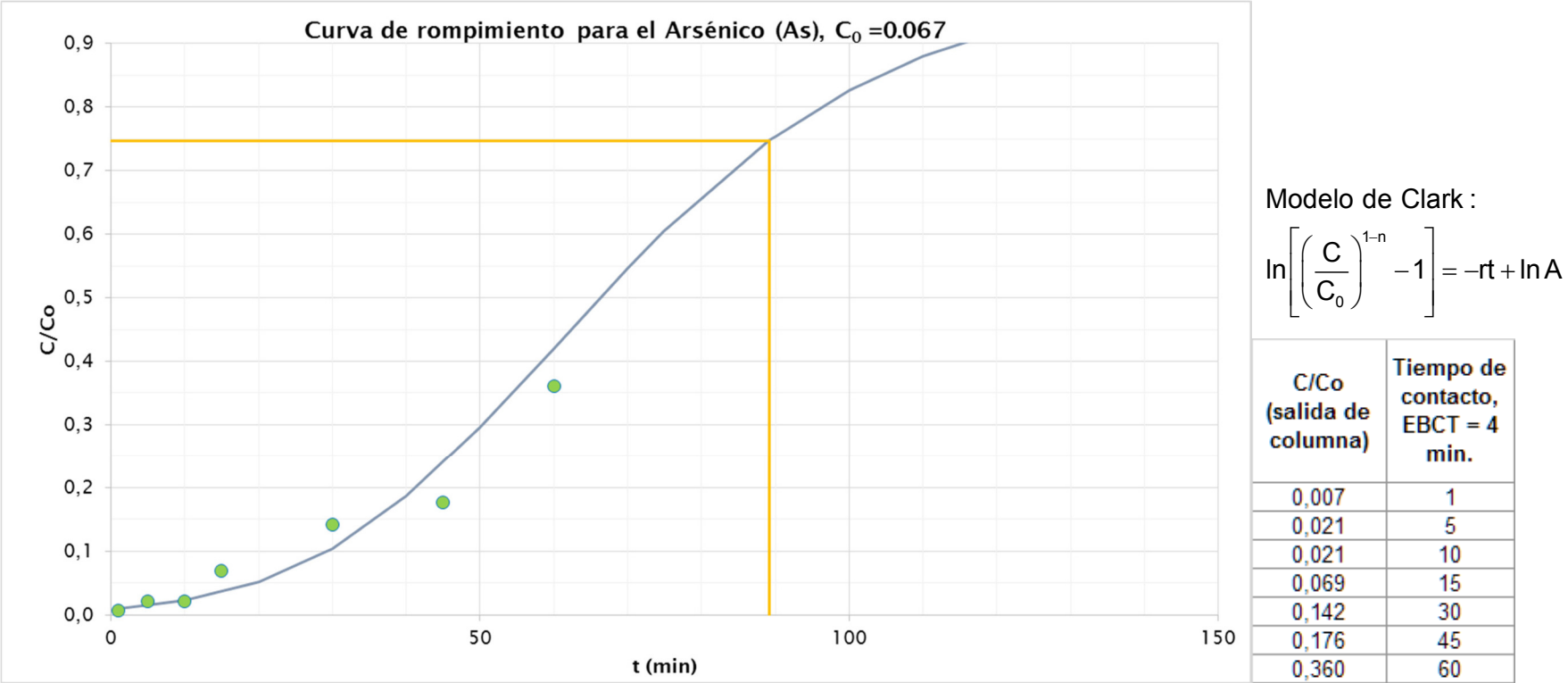


Figura N° 20 Variación del As en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.

4.6. TIEMPO DE CONTACTO DE 8 MINUTOS

Para un tiempo de contacto de 8 minutos en la columna a escala completa.

Tabla N° 17 Determinación Características de As del efluente en función del tiempo para EBCT = 8 min y masa del adsorbente = 18,90 g

Co	V	T	C _A	M _{As}	q _A	C _A /Co
(mg/L)	L	Minutos	As (mg/L)	mg	ug/g	
0,0729	0,06	1,00	0,0009	0,0002	0,23	0,012
0,0729	0,30	5,00	0,0009	0,0003	1,15	0,012
0,0729	0,60	10,00	0,0008	0,0003	2,30	0,011
0,0729	0,90	15,00	0,0014	0,0010	3,42	0,019
0,0729	1,81	30,00	0,0009	0,0008	6,89	0,012
0,0729	2,71	45,00	0,0009	0,0008	10,34	0,012
0,0729	3,62	60,00	0,0009	0,0014	13,79	0,012
0,0729	4,52	75,00	0,0022	0,0033	16,92	0,030
0,0729	5,43	90,00	0,0051	0,0147	19,48	0,070
0,0729	7,24	120,00	0,0112	0,1013	23,63	0,154
0,0729	14,48	240,01	0,0168	0,1918	42,97	0,230
0,0729	28,95	480,02	0,0097	0,2794	96,82	0,133
0,0729	57,91	960,03	0,0096	0,2171	193,95	0,132
0,0729	79,62	1320,04	0,0104		263,31	0,143

**Masa Total
de
Arsénico
removido** **0,8126**

En la Figura N° 21 se presenta la variación del pH del efluente en la columna de adsorción de arena verde para un tiempo de contacto (EBCT) de 8 minutos, por volumen de lecho, se observa en todas las muestras hay una ligera disminución del pH pero se mantienen en la zona de acidez. No existe una tendencia clara del comportamiento con respecto al tiempo, el valor de pH mínimo encontrado es de 6,5, un máximo de 6,72 y promedio de 6,64.

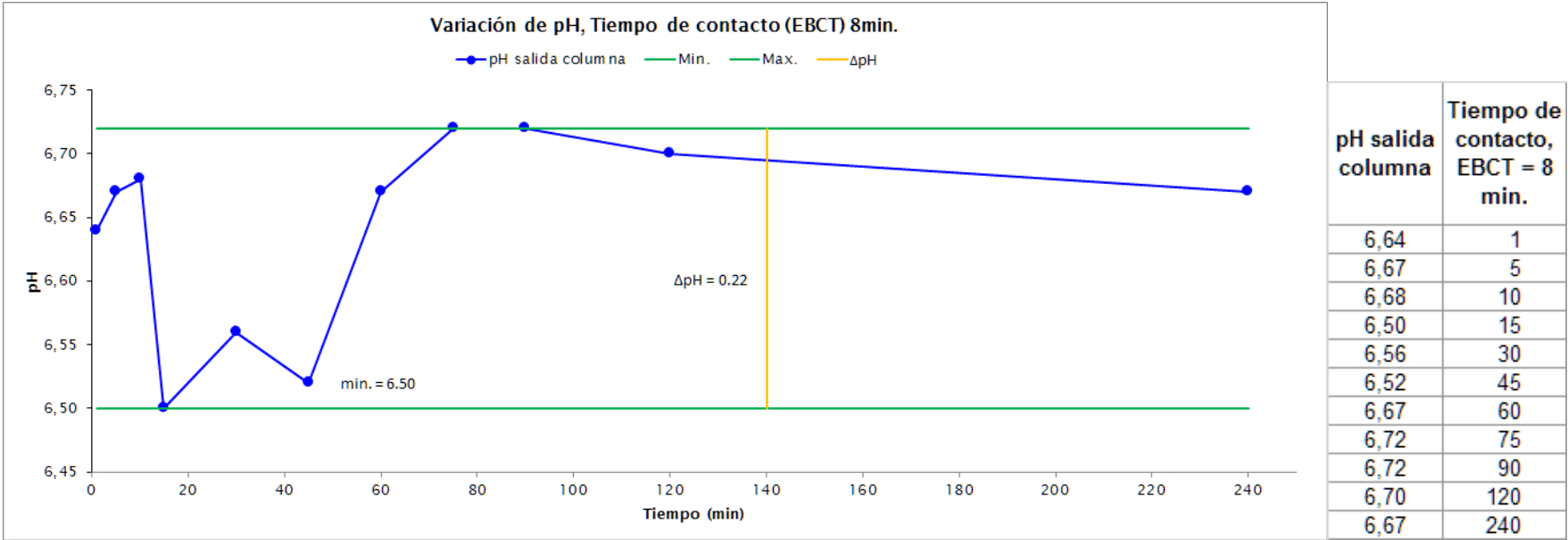


Figura N° 21 Variación de pH en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.

En la Figura N° 22 se presenta la variación del Turbidez del efluente en la columna de adsorción de arena verde para un tiempo de contacto (EBCT) de 8 minutos, donde se observa en todas las muestras la disminución de la turbidez, debido a que el lecho de arena actúa también como medio filtrante. Existe una reducción de la turbidez con respecto al valor inicial, estos valores se encuentran en un mínimo de 0,43 NTU, un máximo de 11,5 NTU y un promedio de 2,32 NTU.

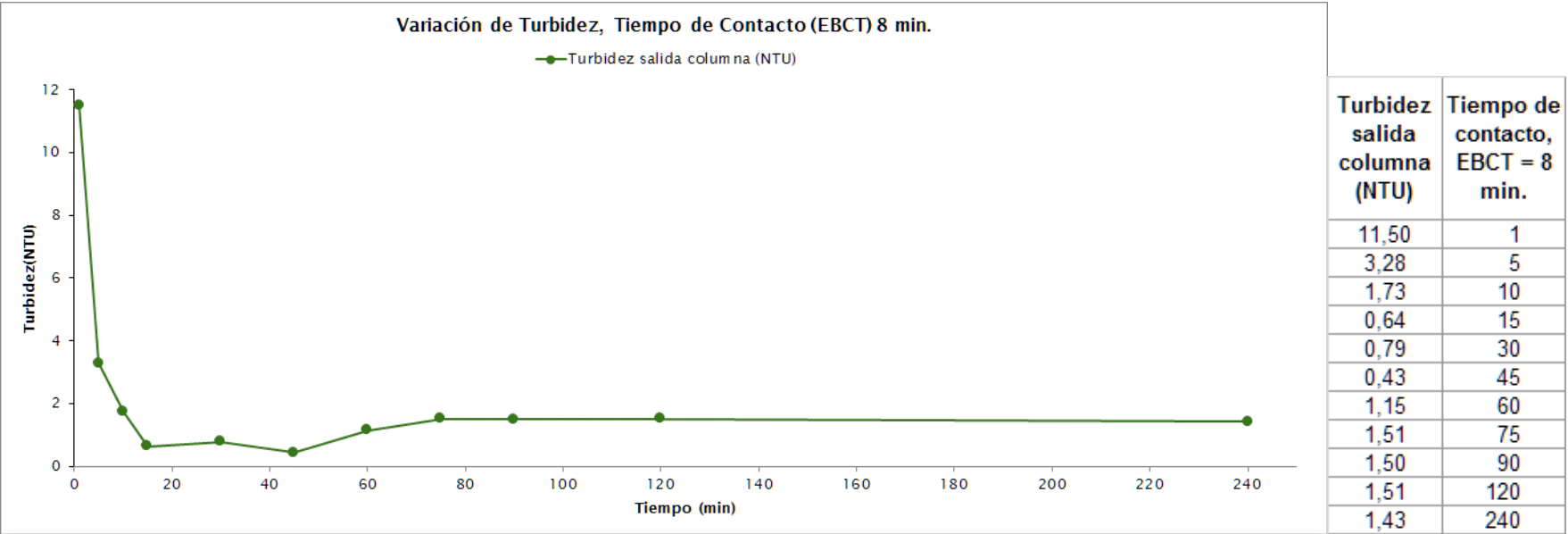


Figura N° 22 Variación de la turbidez en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.

En la Figura N° 23 se presenta la variación de concentración de arsénico del efluente en la columna de adsorción de arena verde para un tiempo de contacto (EBCT) de 8 minutos, se observa en todas las muestras una disminución de la concentración de arsénico. Se hizo uso del modelo de Clark para seguir la tendencia de la curva.

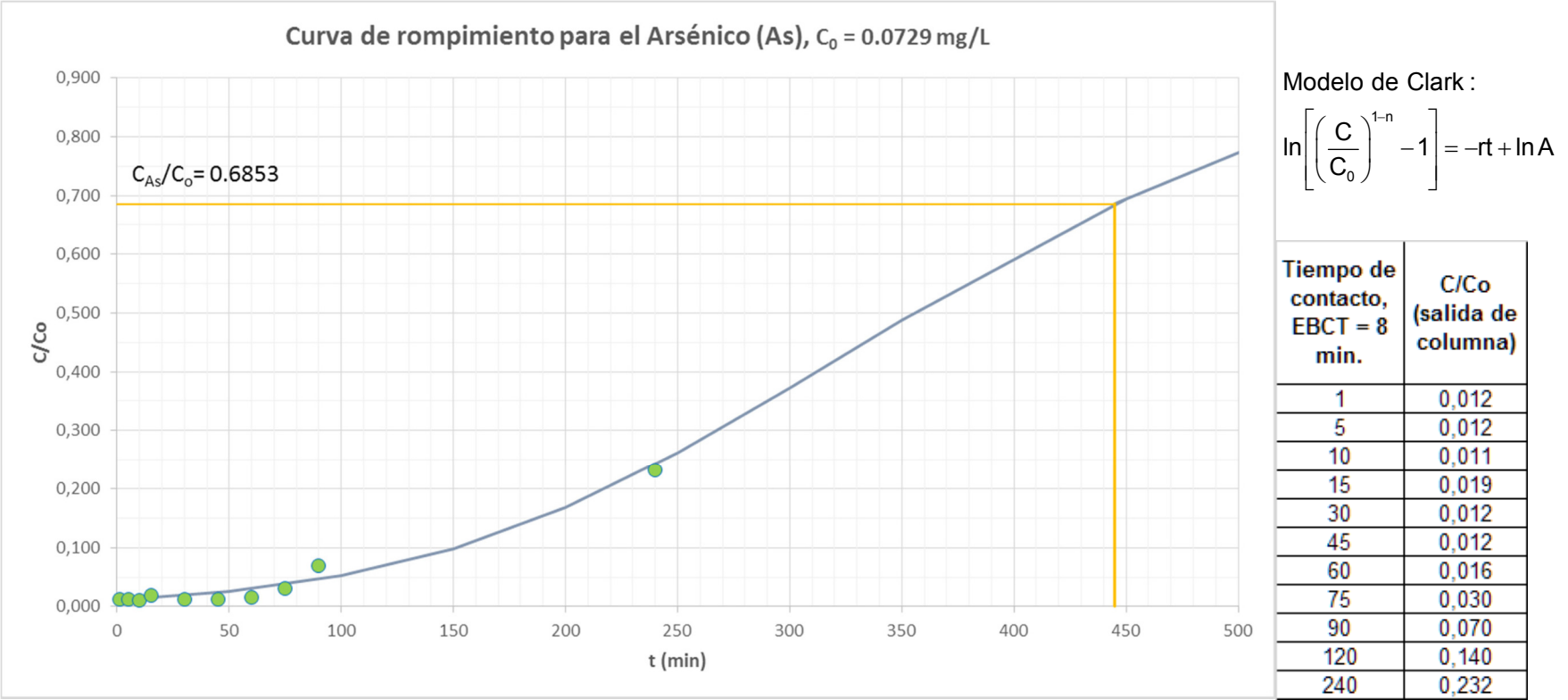


Figura N° 23 Variación del As en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde.

En la Figura N° 24 se observa el porcentaje de remoción de arsénico en la columna de arena verde, para un tiempo de contacto (EBCT = 8 min) el máximo porcentaje de remoción es 98,90% y para un tiempo de contacto (EBCT = 4 min) el máximo porcentaje de remoción es 99,25%. Sin embargo, durante el intervalo de tiempo que duró el ensayo, se tiene un mejor promedio del porcentaje de remoción para un tiempo de contacto (EBCT = 8 min) de 92,62% y para un tiempo de contacto (EBCT = 4 min) de 83,68%.

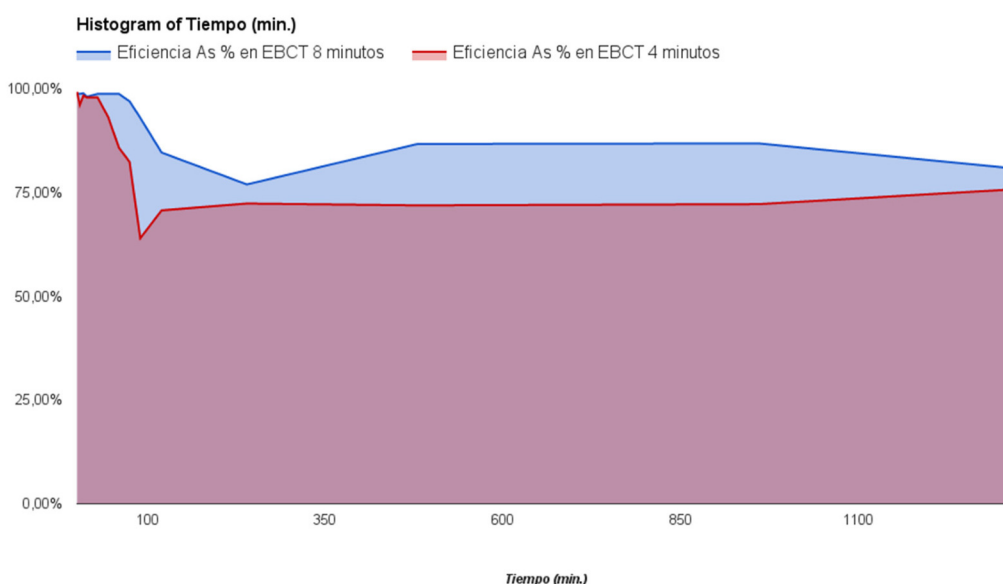


Figura N° 24 Variación de porcentaje de remoción de As del efluente en la columna de adsorción de arena verde.

4.7. EJEMPLO DE DISEÑO DE UNA COLUMNA A ESCALA COMPLETA A PARTIR DE UN RSSCT MEDIANTE FACTORES DE ESCALA

El diseño de la columna a escala completa requiere que las pruebas RSSCT hayan alcanzado el punto de saturación, esta condición no llega a cumplirse en las pruebas RSSCT, el tiempo más prolongado necesario para la saturación con un EBCT de 4 minutos supera los 200 minutos de pruebas y para un EBCT de 8 min supera 1600 min. Por lo tanto los datos generados se prolongan mediante el uso de modelos de adsorción, el modelo que más ajusta a los primeros datos generados es de Clark, para un EBCT de 8 minutos.

a) Flujo de filtración del (RSSCT)

Caudal al ingreso del RSSCT

$$Q_{SC} = 60.317 \frac{\text{mL}}{\text{min}}$$

Diámetro del RSSCT

$$d_{SC} = 0,8 \text{ cm}$$

Cálculo del área transversal del RSSCT

$$A_{SC} = \pi \left(\frac{d_{SC}}{2} \right)^2$$

$$A_S = 0,503 \text{ cm}^2$$

Cálculo del Flujo de filtración

$$FR = \frac{Q_{SC}}{A_{SC}}$$

$$FR = 71,998 \frac{\text{m}}{\text{h}}$$

b) Área de la columna empacada (Escala completa)

Caudal al ingreso de la columna a escala completa

$$Q_{LC} = 93,312 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Cálculo del área transversal de la columna a escala completa

$$A_{LC} = \frac{Q_{LC}}{FR}$$

$$A_{LC} = 1,296 \text{ m}^2$$

Cálculo del diámetro de la columna a escala completa

$$d_{LC} = \sqrt[2]{\frac{4 \times A_{LC}}{\pi}}$$

$$d_{LC} = 128,459 \text{ cm}$$

c) Tiempo de Contacto en los Vacíos del Lecho del RSSCT (EBCT)

Altura de la columna RSSCT

$$H_{SC} = 26,667 \text{ cm}$$

Cálculo del volumen del lecho de la columna RSSCT

$$V_{SC} = A_{SC} \times H$$

$$V_{SC} = 13,404 \text{ cm}^3$$

Cálculo del tiempo de contacto en los vacíos del lecho para el RSSCT

$$EBCT_{SC} = \frac{V_{SC}}{Q_{SC}}$$

$$EBCT_{SC} = 0,222 \text{ min}$$

Diámetro de partícula de columna a escala completa

$$dp_{LC} = 0,65 \text{ mm}$$

Diámetro de partícula de columna RSSCT

$$dp_{SC} = 0,125 \text{ mm}$$

Cálculo del tiempo de contacto en los vacíos del Lecho para la columna a escala completa

$$EBCT_{LC} = EBCT_{SC} \times \frac{dp_{LC}^2}{dp_{SC}^2}$$

$$EBCT_{LC} = 6,009 \text{ min}$$

d) Altura de la columna a escala completa

$$H_{LC} = EBCT_{LC} \times \frac{Q_{LC}}{A_{LC}}$$

$$H_{LC} = 721,076 \text{ cm}$$

Masa de Arena verde requerida en la columna empacada

Volumen de la columna a escala completa

$$V_{LC} = H_{LC} \times A_{LC}$$

$$V_{LC} = 9,345 \text{ m}^3$$

Densidad aparente del adsorbente (arena verde)

$$\rho = 1362 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$$

Masa de arena verde requerida para la columna a escala completa

$$M_{\text{avLC}} = \rho \times V_{\text{LC}}$$

$$M_{\text{avLC}} = 12730 \text{ kg}$$

e) Determinación de la capacidad de adsorción de arena verde (q_e)

Cálculo de la masa de arena verde en el RSSCT

$$M_{\text{avSC}} = V_{\text{SC}} \times \rho$$

$$M_{\text{avSC}} = 0,018 \text{ Kg}$$

Concentración inicial de Arsénico que ingresa a la columna

$$C_o = 0,0729 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

Volumen de agua tratada cuando se agota la adsorción de la arena verde

$$V_x = 69,364 \text{ L}$$

Cálculo de la masa de Arsénico adsorbido

$$Mx_{\text{As}} = C_o \times V_x$$

$$Mx_{\text{As}} = 5,057 \text{ mg}$$

Cálculo de la capacidad de adsorción de arena verde

$$q_e = \frac{Mx_{\text{As}}}{M_{\text{avSC}}}$$

$$q_e = 0,281 \frac{\text{mg}}{\text{g}}$$

f) Fracción de la capacidad de arena verde no usada (RSSCT)

Capacidad total para la remoción de Arsénico

$$Mt_{As} = C_o \times Vx$$

$$Mt_{As} = 5,057 \text{ mg}$$

Volumen de rompimiento a la cual el valor de 0.05 mg/L es superado

$$Vb = 27,143 \text{ L}$$

Cálculo de la masa de Arsénico removido en el punto de rompimiento

$$Mb_{As} = Vb \times C_o$$

$$Mb_{As} = 1,979 \text{ mg}$$

Cálculo de la fracción de la capacidad no usada

$$f = \left(\frac{Mt_{As} - Mb_{As}}{Mt_{As}} \right)$$

$$f = 60,87 \%$$

**g) Tiempo en el punto de rompimiento de la columna empacada
(Columna a escala completa)**

Cálculo de la carga de Arsénico

$$m_{AsLC} = C_o \times Q_{LC}$$

$$m_{AsLC} = 0.1633 \frac{\text{Kg}}{\text{día}}$$

Cálculo del consumo de arena verde

$$m_{avLC} = \frac{m_{AsLC}}{q_e}$$

$$m_{avLC} = 581 \frac{\text{Kg}}{\text{día}}$$

Cálculo de la cantidad de arena verde consumida

$$M_{avc} = M_{avLC} (1-f)$$

$$M_{avc} = 4980,79 \text{ kg}$$

Cálculo del tiempo transcurrido en el punto de rompimiento

$$t_b = \frac{M_{avc}}{m_{avLC}}$$

$$t_b = 8,45 \text{ días}$$

h) Volumen de agua tratada antes del punto de rompimiento

Cálculo del volumen de agua tratada antes del punto de rompimiento

$$V_T = Q_{LC} \times t_b$$

$$V_T = 18924 \text{ m}^3$$

En la figura 24 se observa el rompimiento para el arsénico a un volumen V_b de 27,143 L y un volumen de saturación V_x de 69,364 L

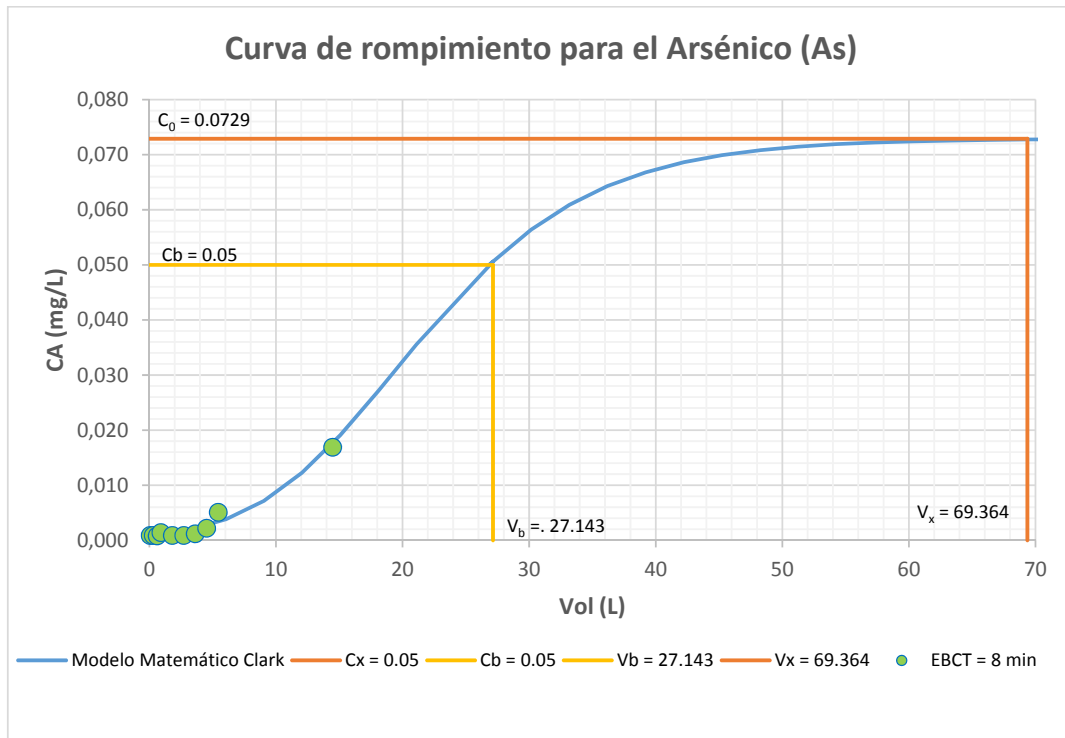


Figura N° 25 Variación del As en el agua a la entrada y salida de la columna de adsorción de arena verde para EBCT de 8 min.

CONCLUSIONES

El análisis estadístico determinó la existencia de una relación lineal para la isoterma de Freundlich con datos experimentales para 1 g y 0,1 g de arena verde. A partir de la ecuación de la Isoterma de Freundlich se determinó las constantes de Freundlich $n = 1,3504$ y $K_a = 0,5788$.

La cantidad de arsénico adsorbido por la columna (RSSCT) para un EBCT = 4 min, es de 3,60 g, mientras que para un EBCT = 8 min, es de 4,99 g, por lo tanto, para un EBCT = 8 min resultó mayor la remoción de arsénico.

Existe una diferencia significativa en la variación de la turbidez a la salida de la columna con respecto a la entrada, por lo que la columna de arena verde, se comporta también como un filtro de sólidos, y no tan solo como columna de adsorción esto a la larga puede reducir su rendimiento.

Se usó el modelo de Clark, debido a que se ajusta mejor a la isoterma de Freundlich, las constantes obtenidas de la isoterma de Freundlich fueron usadas después por el modelo de Clark. Una vez obtenidos los parámetros de diseño de la columna RSSCT, se realizó el escalamiento con datos experimentales para encontrar los parámetros de diseño de una columna a escala completa con un caudal de 25,92 L/s (93,312 m³/h). La columna a escala completa diseñada con la información proporcionada por la curva de rompimiento y los datos experimentales tiene un EBCT de 8 min, una altura de 7,2 m, un diámetro de 1,28 m y requiere una masa de arena verde de 12730 kg, con estas características, la columna sería capaz de tratar 18924 m³, en 8,45 días, para alcanzar una concentración de 0,05 mg/L de Arsénico, con un consumo de arena verde de 4980,79 kg, después de la cual se tiene que realizar una regeneración de la arena verde.

RECOMENDACIONES

Desarrollar pruebas RSSCT para un tiempo más prolongado y otros valores de EBCT, hasta lograr el punto de rompimiento, a la concentración objetivo de 50% del LMP (0,050 mg As/L) y estimar con más precisión la cantidad de arena verde necesaria.

El uso de shotcrete en interior mina, y la disminución de agua en la época de estiaje hace que los valores de pH se eleven, así como la concentración de arsénico, por lo tanto, es necesario realizar ensayos en la columna RSSCT en época de estiaje cuando el pH al ingreso del sistema oxidación-coagulación-floculación-sedimentación alcanza valores mayores a 9. A pesar de que el tratamiento convencional utilizado pueda reducir el pH a la salida también se incrementa el pH a la salida y justo antes del tratamiento por adsorción con arena verde.

Se recomienda incluir una unidad de filtración para reducir al máximo el contenido de sólidos a la entrada de la columna, así se evitará la saturación de la columna de adsorción, esta medida ayudará a prolongar el tiempo de vida del adsorbente.

Se debe realizar pruebas que incluyan el ciclo de regeneración de la columna y repetir este ciclo para determinar el punto de máxima adsorción después de cada regeneración hasta que la arena verde no logre adsorber más arsénico.

El estudio contempla el tratamiento de agua residual industrial minero metalúrgico complementario a un tratamiento convencional de bajo caudal, no es recomendable para grandes caudales, debido al incremento del costo operacional.

Por seguridad se recomienda realizar pruebas de estabilidad química estática y cinética de los lodos generados en la oxidación-coagulación-floculación-sedimentación y de la arena verde saturada con arsénico, que indiquen su inocuidad para determinar un correcto tratamiento del residuo, en caso contrario que incluya el transporte y disposición como un residuos peligrosos.

BIBLIOGRAFIA

- Adriano, D. C. *Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals*; Springer, 2001.
- Affairs, G. B. D. for E. F. & R.; Agency, G. B. E. *Soil Guideline Values for Arsenic Contamination*; Environment Agency, 2002.
- Aragon, A. R. Development of a Rapid Small-Scale Column Testing Procedure for the Evaluation of Arsenic Adsorption Media, 2004.
- Armstrong, C. W.; Stroube, R. B.; Rubio, T.; Siudyla, E. A.; Miller, G. B. Outbreak of Fatal Arsenic Poisoning Caused by Contaminated Drinking Water. *Arch. Environ. Heal. An Int. J.* **1984**, 39, 276–279.
- Benramdane, L.; Accominotti, M.; Fanton, L.; Malicier, D.; Vallon, J.-J. Arsenic Speciation in Human Organs Following Fatal Arsenic Trioxide Poisoning—a Case Report. *Clin. Chem.* **1999**, 45, 301–306.
- Bissen, M.; Frimmel, F. H. Arsenic—a Review. Part I: Occurrence, Toxicity, Speciation, Mobility. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* **2003**, 31, 9–18.
- Boyle, R. W.; Jonasson, I. R. The Geochemistry of Arsenic and Its Use as an Indicator Element in Geochemical Prospecting. *J. Geochemical Explor.* **1973**, 2, 251–296.
- Brayer, A. F.; Callahan, C. M.; Wax, P. M. Acute Arsenic Poisoning from Ingestion of “Snakes.” *Pediatr. Emerg. Care* **1997**, 13, 394–396.
- Brookins, D. G. *Eh-pH Diagrams for Geochemistry*; Springer-Verlag Berlin, 1988; Vol. 46.
- Cao, X.; Ma, L. Q.; Shiralipour, A. Effects of Compost and Phosphate Amendments on Arsenic Mobility in Soils and Arsenic Uptake by the Hyperaccumulator, *Pteris Vittata* L. *Environ. Pollut.* **2003**, 126, 157–167.
- Civantos, D. P.; López Rodríguez, A.; Aguado-Borruey, J. M.; Narvaez, J. A. Fulminant Malignant Arrhythmia and Multiorgan Failure in Acute Arsenic Poisoning. *Chest* **1995**, 108, 1774–1775.
- Crittenden, B.; Thomas, W. J. *Adsorption Technology & Design*; Butterworth-Heinemann, 1998.

- Crittenden, J. C.; Berrigan, J. K.; Hand, D. W. Design of Rapid Small-Scale Adsorption Tests for a Constant Diffusivity. *J. (Water Pollut. Control Fed.* **1986**, 312–319.
- Crittenden, J. C.; Hand, D. W.; Arora, H.; Lykins, B. W. Design Considerations for GAC Treatment of Organic Chemicals. *J. Am. Water Work. Assoc.* **1987**, 79, 74–82.
- Crittenden, J. C.; Reddy, P. S.; Arora, H.; Trynoski, J.; Hand, D. W.; Perram, D. L.; Summers, R. S. Predicting GAC Performance with Rapid Small-Scale Column Tests. *Journal-American Water Work. Assoc.* **1991**, 83, 77–87.
- Crittenden, J. C.; Borchardt, J. H.; Montgomery Watson Harza (Firme). *MWH's Water Treatment: Principles and Design*; John Wiley & Sons: Hoboken, N.J., 2012.
- Cullen, N. M.; Wolf, L. R.; Clair, D. S. Pediatric Arsenic Ingestion. *Am. J. Emerg. Med.* **1995**, 13, 432–435.
- Davis, C. C.; Chen, H.-W.; Edwards, M. Modeling Silica Sorption to Iron Hydroxide. *Environ. Sci. Technol.* **2002**, 36, 582–587.
- Deer, W. A.; Howie, R. A.; Zussman, J. *Rock-Forming Minerals. Sheet Silicates*, Vol. 3; Longman, London, 1962.
- Degremont, S. A. *Manual Técnico Del Agua*; Degremont, 1979.
- Edwards, M. Chemistry of Arsenic Removal during Coagulation and Fe-Mn Oxidation. *Journal-American Water Work. Assoc.* **1994**, 86, 64–78.
- Ferguson, J. F.; Gavis, J. A Review of the Arsenic Cycle in Natural Waters. *Water Research*, 1972, 6, 1259–1274.
- Ficek, K. J. Potassium Permanganate/Manganese Greensand for Removal of Metals. In; 1994.
- Fincher, R.-M. E.; Koerker, R. M. Long-Term Survival in Acute Arsenic Encephalopathy. Follow-up Using Newer Measures of Electrophysiologic Parameters. *Am. J. Med.* **1987**, 82, 549–552.
- Fordyce, F. M.; Williams, T. M.; Pajitprapaporn, A.; Charoenchaisri, P. Hydrogeochemistry of Arsenic in an Area of Chronic Mining-Related Arsenism, Ron Phibun District, Nakhon Si Thammarat Province, Thailand: Preliminary

Results. **1995**.

Galindo, D. G.; Luis, J.; Turiel, F.; Galindo, G.; Fernandez-Turiel, J. L.; Parada, M. Á.; Gimeno, D. Arsénico en aguas: origen, movilidad y tratamiento. **2005**.

Grafe, M.; Eick, M. J.; Grossl, P. R. Adsorption of Arsenate (V) and Arsenite (III) on Goethite in the Presence and Absence of Dissolved Organic Carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2001**, 65, 1680–1687.

Hamdaoui, O. Removal of copper(II) from Aqueous Phase by Purolite C100-MB Cation Exchange Resin in Fixed Bed Columns: Modeling. *J. Hazard. Mater.* **2009**, 161, 737–746.

Hanson, A.; Bates, J.; Heil, D.; Bristol, A. Arsenic Removal from Water Using Manganese Greensand: Laboratory Scale Batch and Column Studies. *New Mex. State Univ.* **1999**, 81–05016.

Knocke, W. R.; Occiano, S.; Hungate, R. *Removal of Soluble Manganese from Water by Oxide-Coated Filter Media*; AWWA Research Foundation and the American Water Works Association, 1990.

Langmuir, I. The Adsorption of Gases on Plane Surfaces of Glass, Mica and Platinum. *J. Am. Chem. Soc.* **1918**, 40, 1361–1403.

Levin-Scherz, J.; Patrick, J. Acute Arsenic Ingestion. *Ann. Emerg.* ... **1987**.

Lillo, J. Peligros Geoquímicos: Arsénico de Origen Natural En Las Aguas. *Grup. Estud. Minería y Medio Ambient. Extraído el* **2003a**, 29.

Lillo, J. Peligros Geoquímicos: Arsénico de Origen Natural En Las Aguas. *Grup. Estud. Minería y Medio Ambient. Extraído el* **2003b**, 29, 112.

Magyar, J. *Kelliher Arsenic Removal Study*; [Regina]: Saskatchewan Environment and Public Safety, Water Quality Branch, 1992.

Malcolm, S.; Paul, M.; Albert, I.; Hsiao-Wen, C.; Abbas, G.; Roseann, T. Development and Evaluation of Innovative Arsenic Adsorption Technologies for Drinking Water by the Arsenic Water Technology Partnership (SAND2006-0113C). *Present. 2006 NGWA Nat. Occur. Contam. Conf. Albuquerque, NM* **2006**, 6–7.

Mathieu, D.; Mathieu-Nolf, M.; Germain-Alonso, M.; Nevriere, R.; Furon, D.; Wattel, F. Massive Arsenic Poisoning—effect of Hemodialysis and Dimercaprol

on Arsenic Kinetics. *Intensive Care Med.* **1992**, 18, 47–50.

Meharg, A. A.; Hartley-Whitaker, J. Arsenic Uptake and Metabolism in Arsenic Resistant and Nonresistant Plant Species. *New Phytol.* **2002**, 154, 29–43.

Meng, X.; Bang, S.; Korfiatis, G. P. Effects of Silicate, Sulfate, and Carbonate on Arsenic Removal by Ferric Chloride. *Water Res.* **2000**, 34, 1255–1261.

MINEM. La Importancia de La Minería En El Perú, 2013.

Moreno, E. Recuperación de suelos mineros contaminados con arsénico mediante fitotecnologías, Departamento de Química Agrícola, 2011.

Nesse, W. D.; Schulze, D. J. *Introduction to Optical Mineralogy*; Oxford University Press New York, 1991.

NRC. *Arsenic in Drinking Water*; National Academies Press, 1999.

Posselt, H. S.; Anderson, F. J.; Weber, W. J. Cation Sorption on Colloidal Hydrous Manganese Dioxide. *Environ. Sci. Technol.* **1968**, 2, 1087–1093.

Scott, M. Kinetics of Adsorption and Redox Processes on Iron and Manganese Oxides: Reactions of As (III) and Se (IV) at Goethite and Birnessite Surfaces. **1991**.

Smedley, P. L.; Kinniburgh, D. G. A Review of the Source, Behaviour and Distribution of Arsenic in Natural Waters. *Appl. geochemistry* **2002**, 17, 517–568.

Sontheimer, H.; Crittenden, J. C.; Summers, R. S. *Activated Carbon for Water Treatment*; DVGW-Forschungsstelle, Engler-Bunte-Institut, Universität Karlsruhe (TH), 1988; Vol. 90.

Speight, J. G. *Chemical and Process Design Handbook*; McGraw-Hill: New York, 2002; Vol. 25.

Treybal, R. E. A. *Operaciones de transferencia de masas*; McGraw-hill Interamericana, 1988.

U.S. EPA. Arsenic Treatment Technology Evaluation Handbook for Small Systems| US EPA
<http://yosemite.epa.gov/water/owrccatalog.nsf/e673c95b11602f2385256ae1007279fe/15cc3170f66848d885256d6e006284b2!OpenDocument> (accessed Jun 29, 2015).

UNI. Investigación de Sistemas de Tratamiento Para La Remoción de Arsénico, Boro Y Hierro En Los Cuerpos de Agua Con Fines Agropecuarios Y Agroindustriales, 2010.

Watson, W. A.; Veltri, J. C.; Metcalf, T. J. *Acute Arsenic Exposure Treated with Oral D-Penicillamine.*; 1981; Vol. 23, pp. 164–166.

Welch, A. H.; Westjohn, D. B.; Helsel, D. R.; Wanty, R. B. Arsenic in Ground Water of the United States: Occurrence and Geochemistry. *Ground Water* **2000**, 38, 589–604.

West Yost and Associates. Groundwater Treatment Pilot Test Program, 1996.

WHO. *Guidelines for Drinking-Water Quality: Recommendations. Volume 1*; World Health Organization, 1993.

Yan, X.-P.; Kerrich, R.; Hendry, M. J. Distribution of Arsenic (III), Arsenic (V) and Total Inorganic Arsenic in Porewaters from a Thick till and Clay-Rich Aquitard Sequence, Saskatchewan, Canada. *Geochim. Cosmochim. Acta* **2000**, 64, 2637–2648.

ANEXOS

ANEXO 1: Hoja técnica de Arena Verde de Manganese de la compañía Inversand



Inversand Company
SINCE 1925

226 Atlantic Avenue, P.O. 650 • Clayton, NJ 08312
Phone 856-881-2345 Fax 856-881-6859
Email: info@inversand.com • www.inversand.com

GREENSANDPLUS™ DATOS TÉCNICO

GREENSAND^{plus}™

Medios de Ejecución para la Filtración del Agua*

GreensandPlus™ es un medio de filtro negro utilizado para suprimir hierro soluble, manganeso, hidrógeno, sulfuro, arsénico y radio de suministros de agua.

La superficie revestida de dióxido de manganeso del GreensandPlus actúa como catalizador en la reacción de la reducción de oxidación del hierro y el manganeso.

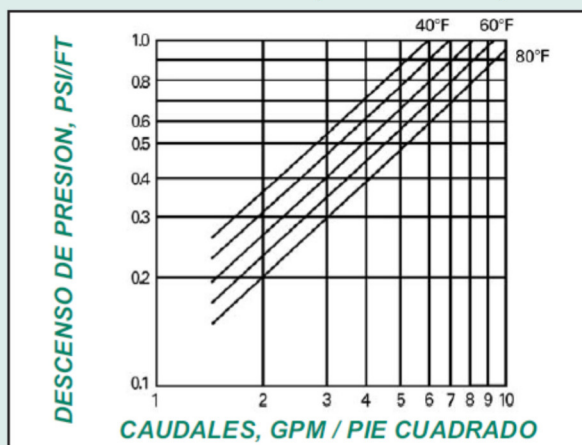
El núcleo de arena de sílica del GreensandPlus le permite resistir condiciones de operación en aguas que son bajas en dureza, en sílica y TDS. Al utilizar GreensandPlus usted puede eliminar el suministro del aluminio.

GreensandPlus es efectivo al operar a temperaturas y presiones diferenciales más altas que la arena verde de manganeso ordinaria. La tolerancia a la presión diferencial más alta puede brindar un tiempo de operación mayor entre retro lavados y un mayor margen de seguridad.

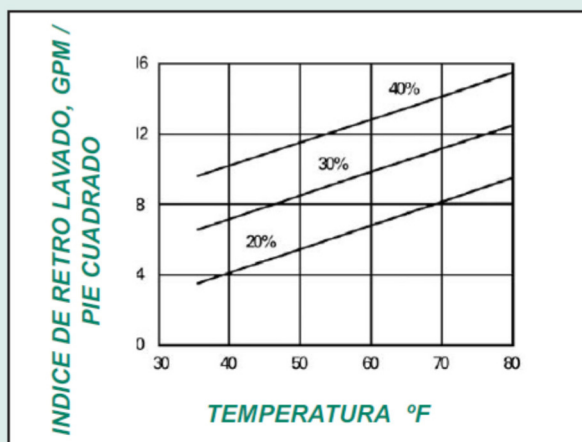
Los sistemas se deben diseñar utilizando filtros de presión verticales u horizontales, así como filtros de gravedad abiertos.

GreensandPlus es una tecnología probada para la eliminación de hierro,

DESCENSO DE PRESION {LECHO LIMPIO}



EXPANSION DEL LECHO DURANTE RETRO LAVADOS



manganeso, arsénico, radio, y sulfuro de hidrógeno. A diferencia de los medios tratados en el lugar de origen, no hay necesidad de un pre-acondicionamiento extensivo del filtro o periodos largos de arranque, durante los cuales no se obtendría la calidad de agua requerida.

GreensandPlus es un reemplazo exacto para la arena

verde de manganeso. Se puede utilizar en aplicaciones CR (ó IR) y no requiere cambios en la proporción de retro lavados, tiempos, o suministros químicos.

GreensandPlus tiene la Certificación Sello de Oro WQA, de conformidad con NSF / ANSI 61. Se encuentra disponible en bolsas de _ pie cúbico, o en sacos a granel de 1 tonelada métrica (2,205 libras).

1 of 4

CARACTERISTICAS FISICAS

Forma física

Gránulos nodulares negros,
enviados en forma seca

Densidad aparente

85 libras por pie cúbico neto (1362 kg/m³ neto)

Peso de envío

89 libras por pie cúbico bruto (1426 kg/m³ neto)

Gravedad específica

Aproximadamente 2.4

Porosidad

Aproximadamente 0.45

Graduación de Pantalla (seca)

Malla de 18 x 60

Tamaño Efectivo

0.30 a 0.35 mm

Coeficiente de Uniformidad

Menos de 1.60

Gama de pH

6.2 - 8.5 (Ver notas Generales)

Temperatura Máxima

Sin límite

Índice de Retro Lavado

Mínimo 12 gpm / pies cuadrados a 55°F
(30m/hr a 13° C)

Flujo de Servicio

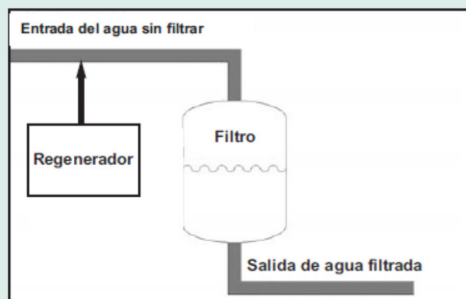
2 - 5 gpm / pies cuadrados (5-12 m/hr)

Profundidad mínima del lecho

24 pulgadas (0.6 m) 15 -18 pulgadas
(0.4 -0.45 m) de cada medio para lechos
de medio dobles

METODO DE OPERACION CR

GreensandPlus: Regeneración Continua (CR)



Se recomienda la operación de regeneración continua (CR) para aguas de pozo, cuando la remoción de hierro es el objetivo principal con o sin la presencia de manganeso. Este método involucra el suministro de una cantidad pre-determinada de cloro (Cl₂) y/o permanganato de potasio (KMnO₄), directamente al agua sin filtrar antes de pasar por el Filtro GreensandPlus.

El cloro se debe suministrar por lo menos de 10 a 20 segundos en sentido inverso del KMnO₄ o lo más inverso posible para asegurar el tiempo de contacto adecuado. Si se requiere, el KMnO₄, puede suministrarse para producir un color "ligeramente rosado" en la entrada del filtro. Este ligero exceso de KMnO₄ o el Cl₂ residual que va a través del filtro mantendrá al GreensandPlus en una condición de regeneración continua.

La dosificación de Cl₂ y KMnO₄ se puede estimar de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \text{mg/L Cl}_2 &= \text{mg/L Fe} \\ \text{mg/L KMnO}_4 &= (0.2 \times \text{mg/L Fe}) + (2 \times \text{mg/L Mn}) \end{aligned}$$

Para operación utilizando solamente Cl₂, la demanda se puede estimar de la siguiente manera:

$$\text{mg/L Cl}_2 = (1 \times \text{mg/L Fe}) + (3 \times \text{mg/L Mn})$$

CONDICIONES DE OPERACION SUGERIDAS

Tipo de Lecho

Medio dual: antracita 15-36 pulgadas (0.4-0.9 m) y GreensandPlus 15-24 pulgadas (0.4-0.6 m)

Capacidad

De 700 a 1200 granos de hierro oxidado y manganeso/ pie cuadrado de área de lecho (490-840 g/m²), basado en la demanda permanganato de potasio y en la operación para romper el hierro.

Retro Lavado:

Proporción suficiente utilizando agua tratadas para producir una expansión de lecho del 40%.

Fricción de Agua / Aire

Es opcional, utilizando 0.8 - 2.0 cfm / pie (15-37 m/hr) cuadrados con un retro lavado simultáneo de aguas tratadas a 4.0 - 4.5 gpm/pies cuadrados (10-11 m/hr)

Enjuague de agua sin filtrar

Un caudal de servicio normal por 3-5 minutos o hasta que el efluente sea aceptable.

Caudal

Los caudales recomendados con operaciones CR son 2-5 gpm / pies cuadrados (5-12 m/hr). Usualmente, las concentraciones extrememente altas de hierro y manganeso requieren caudales más bajos para tiempos de proceso equivalentes. Se puede

Caudal (cont'd)

considerar caudales mayores para concentraciones muy pequeñas de hierro y manganeso. Para obtener parámetros óptimos de diseño, se recomienda realizar pruebas piloto en la planta.

El tiempo de proceso entre retro lavados se puede estimar de la siguiente manera:

¿Cuál es el tiempo de proceso para un agua que contiene 1.7 mg/L de hierro y 0.3 mg/L de manganeso, con un índice de operación de 4 gpm / pies cuadrados (10 m/hr)?

Demanda de KMnO₄

$$\begin{aligned} &= (1 \times \text{mg/L Fe}) + (2 \times \text{mg/L Mn}) \\ &= (1 \times 1.7) + (2 \times 0.3) \\ &= (2.3 \text{ mg/L } \text{ ó } 2.3/17.1 = 0.13 \\ &\quad \text{granos/gal. (gpg) (2.3 g/m}^3\text{)}) \end{aligned}$$

A una carga de 1,000 granos/pie cuadrado (700 g/m²) ÷ 0.13 gpg (2.3 g/m³) = 7,692 gal./pie cuadrado (304.35 m³/m²).

A un índice de servicio de 4 pgm/pie cuadrado (10 m/hr) 7,692 ÷ 4 (304.35 m³/m² ÷ 10 m/hr) = 1,923 min.

La frecuencia de los retro lavados, se da aproximadamente cada 30 - 36 horas de operación real.

Para ciertas aplicaciones se encuentra disponible la Operación de Regeneración Intermitente (IR). Póngase en contacto con su representante de Inversand para obtener mayor información.

NOTAS GENERALES

pH

Las aguas sin filtrar que tienen un pH natural de 6.2 ó más se pueden filtrar a través del GreensandPlus sin corrección del pH. A las aguas sin filtrar con un pH menor a 6.2 se les debe corregir el pH a 6.5 - 6.8 antes de la filtración. Se debe agregar álcali adicional

después de los filtros si se desea un pH mayor a 6.5 - 6.8 en el agua tratada. Esto previene una posible reacción adversa y la formación de un precipitado coloidal que a veces ocurre con el hierro y el álcali a un pH por encima de 6.8

Remoción de materiales finos y condicionamiento inicial

Antes de colocar la antracita en el filtro, o antes de empezar el servicio con el filtro, GreensandPlus debe retro lavarse profundamente, y la capa superior de material fino debe eliminarse socavando, de acuerdo al AWWA B100, párrafo 4.5.2. Esto es especialmente importante si la antracita se coloca encima del lecho de GreensandPlus. Cada pie cúbico de GreensandPlus que se envía contiene suficiente material para compensar por la remoción de este material final.

GreensandPlus NO se envía en una forma regenerada; por lo tanto, antes de usarlo es necesario regenerarlo con una solución de permanganato de potasio contactando el lecho por un tiempo mínimo de 4 horas. Se recomienda un nivel de regeneración de

4 onzas de KMnO_4 ó cloro por pie cúbico de GreensandPlus. Antes de que el filtro empiece el servicio se debe enjuagar todos los residuos de permanganato de potasio.

Remoción de Radio y Arsénico utilizando GreensandPlus

Se ha comprobado que el proceso CR de GreensandPlus ha tenido éxito al remover radio y arsénico de las aguas de pozo. Esto ocurre a través de la adsorción sobre el manganeso y/o precipitados de hierro que se forman. Para la remoción de radio, debe haber presencia de manganeso soluble, o se debe añadir al agua sin filtrar para que ocurra la remoción. La remoción de arsénico requiere la presencia de hierro, o que se añada al agua sin filtrar para lograr la remoción. Se recomienda una prueba piloto en la planta para cada uno de los casos.

REFERENCIAS

EE.UU

San Jacinto, CA
Ciudad de Goshen, IN
Ciudad de Burlington, MA
Centro Raynham, MA
Dedham Water Co., MA
Fort Dix, NJ
Jackson Twsp. MUA, NJ
Condado Churchill, NV
Nelson Co. Norton, OH
Alamo Water, San Antonio, TX
Ciudad de Prosser, WA

Internacional

Riversands, Queensland, Australia
MacDonald & Fils, Montreal, Canada
Sydney, Nova Scotia, Canada
PT Aneka Bina, Jakarta, Indonesia
PT Jawa Indah Sejahtera, Jakarta, Indonesia
Ecofilter Technology, Amsterdam, Holanda
BWT Group, Warsaw, Poland
Aquatrol, Moscú, Rusia
Brenntag, Froevi, Sweden
Minh Tam, Ho Chi Minh, Vietnam



Ampliación de GreensandPlus: 50X

La fabricación de GreensandPlus es un proceso constante, las 24 horas del día, 7 días a la semana, para asegurar la más alta calidad en medios de tratamiento de agua.

Inversand Company

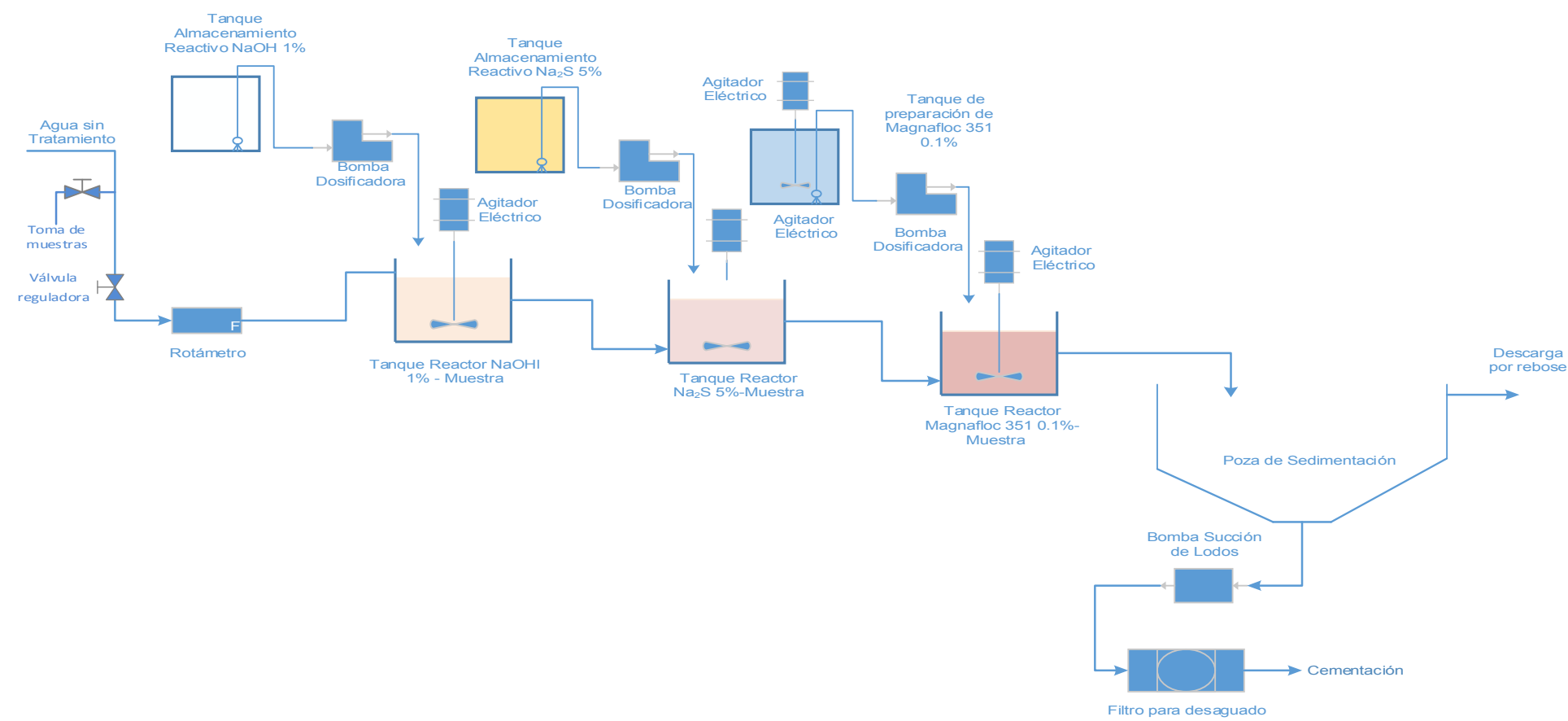
226 Atlantic Avenue • P.O. Box 650 • Clayton, NJ 08312 USA

Tel: 856-881-2345 • Fax: 856-881-6859 • Email: info@inversand.com • www.inversand.com

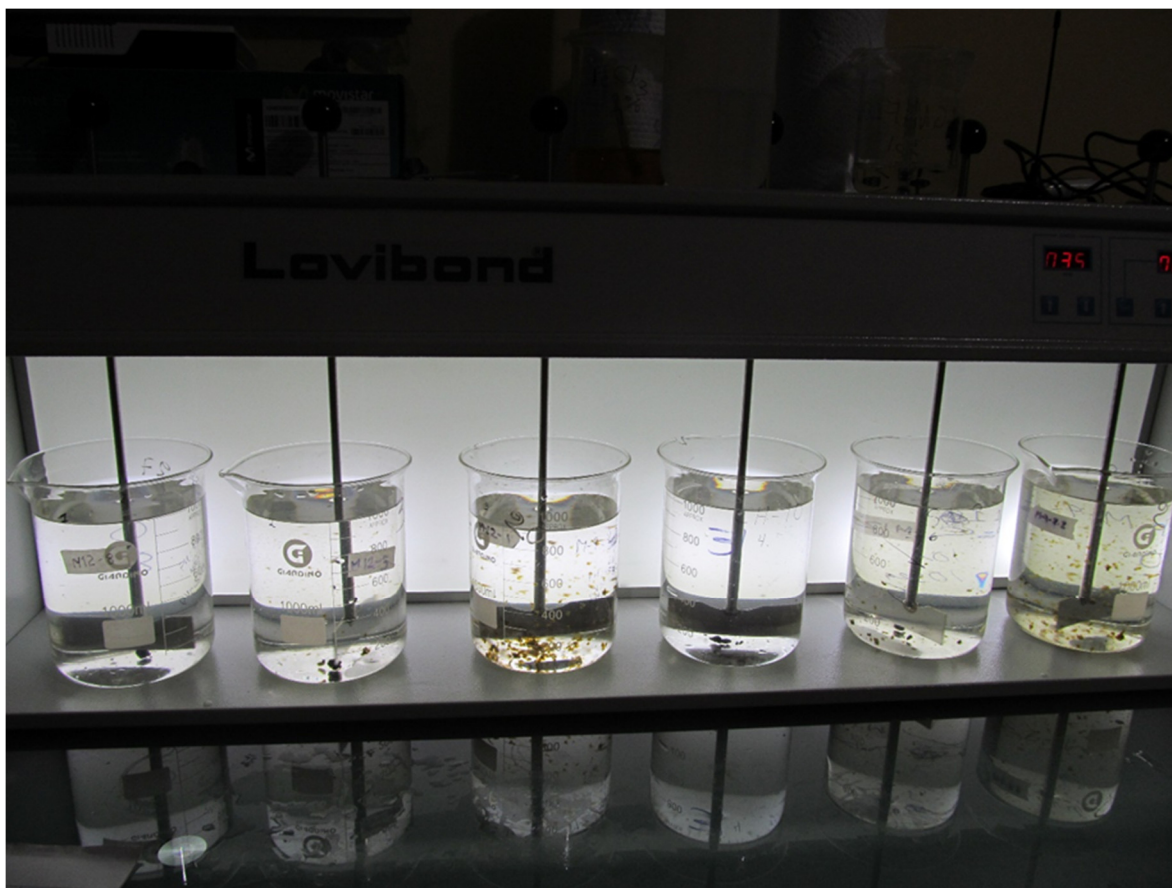
4 of 4

Nota Importante: En nuestro conocimiento, la información y recomendaciones en esta publicación es verdadera y confiable. Esta se ofrece de buena fé, pero sin garantía por daños o consecuencias ya que las condiciones y métodos de uso de nuestros productos son variados y van más allá de nuestro control. Sugerimos al usuario determinar la conveniencia y el funcionamiento de nuestros productos antes que se adopten en una escala comercial.

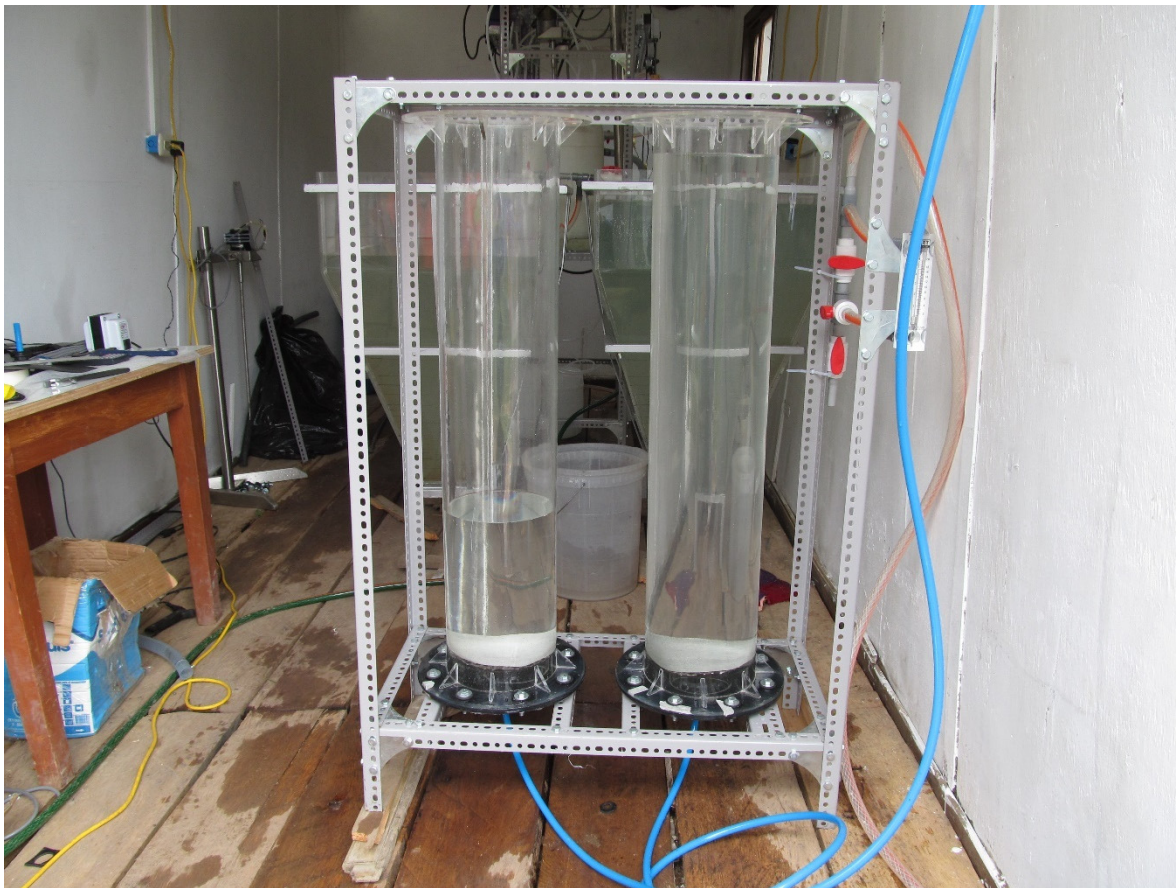
ANEXO 2: Diagrama de flujo de la planta piloto de proceso de tratamiento.



ANEXO 2: Fotos de las pruebas realizadas en campo y laboratorio.



Muestra agitándose para prueba de adsorción.



Columna piloto de adsorción con arena verde, utilizada inicialmente, posteriormente dejó de utilizarse.



Planta piloto a escala pequeña de para el tratamiento por oxidación-coagulación-flocualción.

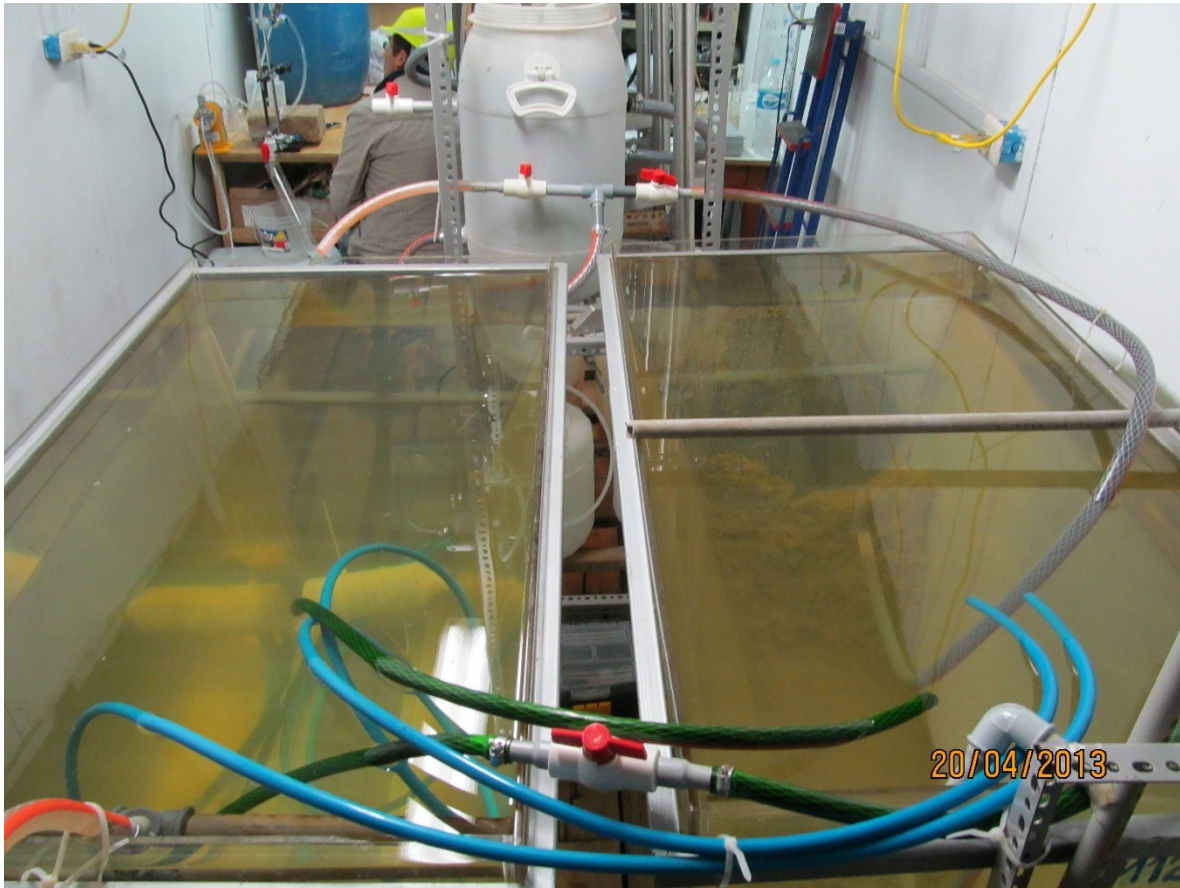


Conteiner usado para la instalación de la planta piloto.



Columna RSSCT implementada para las pruebas.





Agua decantada usada para el posterior tratamiento en la columna RSSCT

ANEXO 3: Resultados de los análisis de laboratorio acreditados SGS y Inspectorate.

Pág. 01/1

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL No. 20936L/14-MA

Cliente : GEOTECH INGENIERIA Y DESARROLLO S.R.L.
 Dirección : Cal. El Palmar Nro. 238 Urb. Salamanca de Monterrico (Entre Cuadras 7 y 8 Paracas) - Lima - Ate
 Producto : Agua
 Cantidad de muestra : 09
 Presentación : Frascos de plástico proporcionados por Inspectorate Services Perú S.A.C.
 Instrucciones de Ensayo : Enviadas por el Cliente
 Procedencia de la muestra : Muestras enviadas por el cliente indicando fecha de muestreo: 2014-02-20
 S/S 000283-14.LMA
 Referencia del Cliente : Lima - Ate - Calle Palmar 238 - Agua Superficial
 Fecha Ingreso de Muestra(s) : 2014-02-20
 Fecha de Inicio de Análisis : 2014-02-20
 Fecha de Término de Análisis : 2014-02-27
 Solicitud de Análisis : 00880/14

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	pH (°K) ^(*)	As (Dis)
Laboratorio	Declarado por el Cliente	unidades	mg/L
00880-03383	M1-0	7,2	0,0365
00880-03384	M2-0	6,7	0,0507
00880-03385	M3-0	6,7	0,1188
00880-03386	M1-1	6,3	0,0244
00880-03387	M2-1	6,2	0,0317
00880-03388	M3-1	6,1	0,0882
00880-03389	M1-2	6,2	0,0043
00880-03390	M2-2	6,2	0,0056
00880-03391	M3-2	6,2	0,0221
Límite de Cuantificación		--	0,0004

Métodos:

(*)pH EPA 150.1 1999 pH (Electronic)

As (Dis) SME/WW-APHA-AWWA-WEF Part 3114-B, 4c.e/C 22nd 2012 Arsenic and Selenium by Hydride Generation/Atomic Absorption Spectrometry; Manual Hydride Generation/Atomic Absorption Spectrometric Method; Continuous Hydride Generation/Atomic Absorption Spectrometric Method.

Las muestras ingresaron al Laboratorio en cooler, con refrigerante y preservadas.

El informe de Control de Calidad les será proporcionado a su solicitud.

Nota: Para una adecuada comparación e interpretación de los resultados analíticos se requiere que las muestras cumplan con los requerimientos de muestreo, manipulación y almacenamiento establecidos en las normas analíticas.

(*) Los métodos indicados no han sido acreditados por INDECOPI-SNA

(†) El resultado del método de ensayo indicado se encuentra fuera del alcance de la acreditación otorgada por INDECOPI-SNA debido a que la muestra no es idónea para el ensayo por haber superado el tiempo de perecibilidad.

Callao, 28 de Febrero del 2014

Inspectorate Services Perú S.A.C.
A Bureau Veritas Group Company

ING. EVELYN P. QUISPE LOROÑA
C.I.P. 98232
LABORATORIO MEDIO AMBIENTE

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL No. 42645L/13-MA

Cliente : Consorcio Minero Horizonte S.A.
 Dirección : Jr. Crane No. 102 Int. 5-6 Urb. Jacaranda
 San Borja
 Producto : Agua
 Cantidad de muestra : 3l
 Presentación : Frascos de plástico proporcionados por Inspectorate Servicios Perú S.A.C.
 Instrucciones de Ensayo : Enviadas por el Cliente
 Procedencia de la muestra : Muestras enviadas por el cliente indicando fecha de muestreo: 2013-04-11
 O/S 000721-13-LAMA
 Referencia del Cliente : U.P. Parcoy - Carta Nº 133/2013
 Fecha Ingreso de Muestra(s) : 2013-04-18
 Fecha de Inicio de Análisis : 2013-04-25
 Fecha de Término de Análisis : 2013-04-25
 Solicitud de Análisis : 02183/13

Metales Totales ICP-MS

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Li (Tot)	B (Tot)	Be (Tot)	Al (Tot)	P (Tot)	Ti (Tot)	V (Tot)	Cr (Tot)	Mn (Tot)	Co (Tot)
	Declarado por el Cliente	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
02193-06894	M9-C1-E1F	0.0064	0.0546	<0.0006	0.0636	0.0155	0.0018	0.0013	<0.0005	0.4738	0.9022
02193-06935	M9-C1-S1F	0.0054	0.0539	<0.0006	0.0234	0.0275	0.0018	0.0005	0.0016	1.6388	0.0019
02193-06896	M9-C1-S2F	0.0061	0.0573	<0.0006	0.0123	0.0257	0.0014	0.0009	0.0010	0.7775	0.0014
02193-06897	M9-C1-S3F	0.0062	0.0546	<0.0006	0.0078	0.0230	0.0014	0.0004	0.0007	0.5330	0.0012
02193-06898	M9-C1-S4F	0.0065	0.0549	<0.0006	0.0121	0.0255	0.0020	0.0008	0.0005	0.4364	0.0012
02193-06899	M9-C1-S5F	0.0062	0.0560	<0.0006	0.0114	0.0215	0.0012	0.0006	<0.0005	0.3828	0.0011
02193-06700	M9-C1-S6F	0.0061	0.0557	<0.0006	0.0164	0.0208	0.0014	0.0007	<0.0005	0.3907	0.0012
02193-06701	M9-C1-S7F	0.0068	0.0574	<0.0006	0.0195	0.0211	0.0011	0.0007	<0.0005	0.4147	0.0012
02193-06702	M9-C1-S8F	0.0068	0.0582	<0.0006	0.0215	0.0193	0.0013	0.0008	<0.0005	0.4313	0.0012
02193-06703	M9-C1-S9F	0.0063	0.0549	<0.0006	0.0241	0.0159	0.0011	0.0009	<0.0005	0.4514	0.0012
02193-06704	M9-C1-S10F	0.0062	0.0540	<0.0006	0.0282	0.0174	0.0012	0.0006	<0.0005	0.4479	0.0012
02193-06705	M9-C1-S11F	0.0061	0.0537	<0.0006	0.0295	0.0114	0.0011	0.0008	<0.0005	0.4831	0.0013
02193-06706	M9-C1-S12F	0.0064	0.0550	<0.0006	0.0422	0.0109	0.0019	0.0010	<0.0005	0.4629	0.0013
02193-06707	M9-C1-S13F	0.0064	0.0576	<0.0006	0.0431	0.0089	0.0050	0.0008	<0.0005	0.4746	0.0015
02193-06708	M9-C1-S1F	0.0059	0.0556	<0.0006	0.0335	0.0101	0.0013	0.0008	<0.0005	0.4563	0.0015
02193-06709	M9-C1-S14F	0.0065	0.0552	<0.0006	0.0452	0.0137	0.0015	0.0007	<0.0005	0.4370	0.0021
02193-06710	M9-C1-S15G	0.0066	0.0548	<0.0006	0.0100	0.0239	0.0013	0.0008	0.0005	1.3017	0.0021
02193-06711	M9-C1-S2G	0.0063	0.0556	<0.0006	0.0565	0.0377	0.0019	0.0010	0.0006	0.9631	0.0019
02193-06712	M9-C1-S3G	0.0063	0.0576	<0.0006	0.0096	0.0238	0.0015	0.0006	<0.0005	0.7136	0.0017
02193-06713	M9-C1-S4G	0.0065	0.0571	<0.0006	0.0071	0.0194	0.0011	0.0011	<0.0005	0.5872	0.0016
02193-06714	M9-C1-S5G	0.0065	0.0556	<0.0006	0.0070	0.0172	0.0012	0.0011	<0.0005	0.5150	0.0016
02193-06715	M9-C1-S6G	0.0060	0.0552	<0.0006	0.0096	0.0165	0.0012	0.0009	<0.0005	0.5581	0.0016
02193-06716	M9-C1-S7G	0.0067	0.0576	<0.0006	0.0114	0.0147	0.0012	0.0010	<0.0005	0.5887	0.0016
02193-06717	M9-C1-S8G	0.0064	0.0532	<0.0006	0.0139	0.0185	0.0015	0.0009	<0.0005	0.5721	0.0017
02193-06718	M9-C1-S9G	0.0067	0.0548	<0.0006	0.0177	0.0176	0.0016	0.0012	<0.0005	0.8106	0.0018
02193-06719	M9-C1-S10G	0.0070	0.0553	<0.0006	0.0157	0.0155	0.0013	0.0013	<0.0005	0.5551	0.0018
02193-06720	M9-C1-S11G	0.0070	0.0590	<0.0006	0.0171	0.0128	0.0014	0.0010	<0.0005	0.5098	0.0018
02193-06721	M9-C1-S12G	0.0066	0.0567	<0.0006	0.0195	0.0136	0.0012	0.0013	<0.0005	0.4779	0.0018
02193-06722	M9-C1-S13G	0.0066	0.0508	<0.0006	0.0207	0.0075	0.0011	0.0010	<0.0005	0.4513	0.0018
02193-06723	M9-C1-S14G	0.0068	0.0554	<0.0006	0.0226	0.0079	0.0011	0.0005	<0.0005	0.4503	0.0018
02193-06724	M9-C1-S15G	0.0068	0.0555	<0.0006	0.0215	0.0065	0.0010	0.0009	<0.0005	0.4399	0.0019
Límite de Cuantificación		0.0012	0.0012	0.0006	0.0019	0.0033	0.0004	0.0003	0.0005	0.0003	0.0002
Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Ni (Tot)	Cu (Tot)	Zn (Tot)	As (Tot)	Se (Tot)	Sr (Tot)	Mo (Tot)	Ag (Tot)	Cd (Tot)	Sn (Tot)
	Declarado por el Cliente	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
02193-06894	M9-C1-E1F	0.0154	0.0061	0.0225	0.0129	0.0006	0.4817	0.0033	<0.0002	<0.0002	0.9007
02193-06935	M9-C1-S1F	0.0221	0.0036	0.0178	0.0009	<0.0002	0.5268	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06896	M9-C1-S2F	0.0134	0.0036	0.0125	0.0009	0.0005	0.4487	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06897	M9-C1-S3F	0.0109	0.0027	0.0120	0.0008	0.0009	0.4100	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06898	M9-C1-S4F	0.0106	0.0032	0.0208	0.0011	0.0005	0.4131	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06899	M9-C1-S5F	0.0094	0.0022	0.0201	0.0008	0.0004	0.4581	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06700	M9-C1-S6F	0.0094	0.0025	0.0251	0.0009	0.0004	0.4656	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06701	M9-C1-S7F	0.0093	0.0026	0.0245	0.0009	0.0003	0.4760	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06702	M9-C1-S8F	0.0088	0.0024	0.0222	0.0008	0.4775	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06703	M9-C1-S9F	0.0091	0.0024	0.0234	0.0009	0.0007	0.4818	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
Límite de Cuantificación		0.0004	0.0001	0.0002	0.0004	0.0002	0.0020	0.0002	0.0002	0.0002	0.0004

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL No. 42645L/13-MA

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Ni (Tot)	Cu (Tot)	Zn (Tot)	As (Tot)	Se (Tot)	Sr (Tot)	Mn (Tot)	Ag (Tot)	Cd (Tot)	Sn (Tot)
Declarado por el Cliente		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
02193-06704	M9-C1-S10F	0.0090	0.0025	0.0269	0.0112	0.0009	0.4702	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06705	M9-C1-S11F	0.0093	0.0022	0.0254	0.0168	<0.0002	0.4739	0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06706	M9-C1-S12F	0.0094	0.0035	0.0269	0.0097	0.0002	0.4644	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06707	M9-C1-S13F	0.0095	0.0035	0.0406	0.0096	0.0004	0.4540	0.0004	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06708	M9-C1-S1F	0.0091	0.0021	0.0298	0.0104	0.0007	0.4495	0.0007	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06709	M9-C1-S1G	0.0065	0.0026	0.0129	0.0669	0.0009	0.4605	0.0039	<0.0002	0.0002	<0.0004
02193-06710	M9-C1-S1G	0.0171	0.0042	0.0206	0.0005	<0.0002	0.4135	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06711	M9-C1-S2G	0.0210	0.0097	0.0314	0.0025	0.0007	0.4712	<0.0002	<0.0002	0.0004	0.0006
02193-06712	M9-C1-S3G	0.0108	0.0036	0.0145	0.0011	0.0010	0.4281	<0.0002	<0.0002	0.0002	<0.0004
02193-06713	M9-C1-S4G	0.0122	0.0029	0.0197	0.0014	0.0006	0.4352	<0.0002	<0.0002	0.0003	<0.0004
02193-06714	M9-C1-S5G	0.0085	0.0073	0.0125	0.0014	<0.0002	0.4343	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06715	M9-C1-S6G	0.0080	0.0022	0.0130	0.0046	0.0002	0.4320	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06716	M9-C1-S7G	0.0076	0.0026	0.0141	0.0095	0.0007	0.4261	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06717	M9-C1-S8G	0.0075	0.0096	0.0174	0.0119	0.0007	0.4569	0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06718	M9-C1-S9G	0.0076	0.0025	0.0158	0.0241	0.0007	0.4841	0.0003	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06719	M9-C1-S10G	0.0074	0.0024	0.0149	0.0195	0.0006	0.4737	0.0003	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06720	M9-C1-S11G	0.0080	0.0022	0.0153	0.0185	0.0007	0.4602	0.0005	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06721	M9-C1-S12G	0.0094	0.0024	0.0167	0.0188	0.0003	0.4650	0.0013	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06722	M9-C1-S13G	0.0081	0.0071	0.0191	0.0186	0.0003	0.4983	0.0024	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06723	M9-C1-S14G	0.0074	0.0022	0.0151	0.0182	0.0006	0.4419	0.0031	<0.0002	<0.0002	<0.0004
02193-06724	M9-C1-S15G	0.0079	0.0023	0.0149	0.0151	0.0009	0.4534	0.0031	<0.0002	<0.0002	<0.0004
Límite de Cuantificación		0.0004	0.0001	0.0002	0.0004	0.0002	0.0020	0.0002	0.0002	0.0002	0.0004

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra	Sb (Tot)	Be (Tot)	Ce (Tot)	Ilg (Tot)	Ti (Tot)	Pb (Tot)	Bi (Tot)	Th (Tot)	U (Tot)	Na (Tot)
Declarado por el Cliente		mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
02193-06691	M9-C1-S1F	0.0174	0.0561	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	41.9201
02193-06695	M9-C1-S1H	<0.0002	0.5412	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	40.7310
02193-06696	M9-C1-S2F	0.0000	0.4609	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	41.4715
02193-06697	M9-C1-S3F	0.0018	0.7122	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0005	<0.0003	0.0012	<0.0003	41.1381
02193-06698	M9-C1-S4F	0.0033	0.2881	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.0579
02193-06699	M9-C1-S5F	0.0063	0.1986	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	41.2572
02193-06700	M9-C1-S6F	0.0064	0.3332	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.6097
02193-06701	M9-C1-S7F	0.0098	0.2498	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.8612
02193-06702	M9-C1-S8F	0.0106	0.2254	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	43.2008
02193-06703	M9-C1-S9F	0.0116	0.1883	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	43.1779
02193-06704	M9-C1-S10F	0.0122	0.1729	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.1633
02193-06705	M9-C1-S11F	0.0142	0.1024	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.1910
02193-06706	M9-C1-S12F	0.0154	0.0682	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0017	<0.0003	<0.0010	<0.0003	43.3751
02193-06707	M9-C1-S13F	0.0152	0.0509	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0029	<0.0003	0.0012	<0.0003	43.4466
02193-06708	M9-C1-S1F	0.0155	0.0440	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	43.0767
02193-06709	M9-C1-S1G	0.0185	0.0398	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.4050
02193-06710	M9-C1-S1G	0.0007	0.4235	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	40.3000
02193-06711	M9-C1-S2G	0.0022	1.4508	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0001	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.9639
02193-06712	M9-C1-S3G	0.0040	0.3805	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	41.0342
02193-06713	M9-C1-S4G	0.0074	0.3621	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	41.4615
02193-06714	M9-C1-S5G	0.0100	0.3563	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	39.6822
02193-06715	M9-C1-S6G	0.0119	0.3240	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0003	<0.0003	<0.0010	<0.0003	40.7796
02193-06716	M9-C1-S7G	0.0130	0.2293	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0003	<0.0003	<0.0010	<0.0003	40.5867
02193-06717	M9-C1-S8G	0.0137	0.1965	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0023	<0.0003	0.0013	<0.0003	42.4030
02193-06718	M9-C1-S9G	0.0147	0.1819	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0008	<0.0003	<0.0010	<0.0003	43.3172
02193-06719	M9-C1-S10G	0.0154	0.1446	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0005	<0.0003	<0.0010	<0.0003	43.0597
02193-06720	M9-C1-S11G	0.0154	0.0827	<0.0003	<0.0001	<0.0003	0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	43.1425
02193-06721	M9-C1-S12G	0.0168	0.0560	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.3025
02193-06722	M9-C1-S13G	0.0169	0.0438	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	41.5020
02193-06723	M9-C1-S14G	0.0174	0.0386	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.1538
02193-06724	M9-C1-S15G	0.0171	0.0391	<0.0003	<0.0001	<0.0003	<0.0002	<0.0003	<0.0010	<0.0003	42.4162
Límite de Cuantificación		0.0002	0.0004	0.0003	0.0001	0.0003	0.0002	0.0003	0.0010	0.0003	0.0100

INFORME DE ENSAYO CON VALOR OFICIAL No. 42645L/13-MA

Código de Laboratorio	Descripción de Muestra Declarado por el Cliente	Mg (Tot) mg/L	K (Tot) mg/L	Ca (Tot) mg/L	Fe (Tot) mg/L	Si (Tot) (*) mg/L
02193-06694	M9-C1-E1F	12.7417	37.4885	111.9117	0.7560	4.9609
02193-06695	M9-C1-S1F	12.4738	32.0795	110.9999	0.0253	4.8597
02193-06696	M9-C1-S2F	12.7714	32.5555	112.9904	0.0081	4.9135
02193-06697	M9-C1-S3F	12.1665	33.2478	104.1018	0.0139	5.2059
02193-06698	M9-C1-S4F	12.4613	32.7911	105.5784	0.0121	5.2947
02193-06699	M9-C1-S5F	12.4659	32.6396	106.1456	<0.0031	5.0553
02193-06700	M9-C1-S6F	12.9745	34.1007	108.0562	<0.0031	4.9721
02193-06701	M9-C1-S7F	13.0519	33.5378	109.5603	<0.0031	5.1478
02193-06702	M9-C1-S8F	12.9862	33.0883	108.4463	0.0052	5.1113
02193-06703	M9-C1-S9F	12.9532	33.1935	107.6377	0.0419	5.0482
02193-06704	M9-C1-S10F	12.8522	32.9628	107.0366	0.1043	5.0998
02193-06705	M9-C1-S11F	12.8213	32.8700	106.7336	0.1573	5.1135
02193-06706	M9-C1-S12F	12.8294	33.4883	108.4660	0.1131	5.2860
02193-06707	M9-C1-S13F	12.8452	33.7595	108.3286	0.1138	5.1704
02193-06708	M9-C1-S1F	12.9693	33.9132	107.0907	0.0948	5.0481
02193-06709	M9-C1-E1G	13.8008	32.5185	108.6368	0.6603	5.1263
02193-06710	M9-C1-S1G	13.2424	30.9553	98.5845	0.0135	4.7653
02193-06711	M9-C1-S2G	14.1429	32.7087	110.3049	0.0676	5.1083
02193-06712	M9-C1-S3G	13.4986	31.5144	101.4237	0.0100	4.9486
02193-06713	M9-C1-S4G	13.5414	31.5164	106.4830	<0.0031	5.1254
02193-06714	M9-C1-S5G	13.1490	32.8559	102.5052	0.0032	5.0733
02193-06715	M9-C1-S6G	13.3144	32.1443	102.3403	0.0312	5.1395
02193-06716	M9-C1-S7G	13.4274	33.3078	102.7548	0.0764	5.3033
02193-06717	M9-C1-S8G	13.9620	33.6508	103.8004	0.1212	5.3045
02193-06718	M9-C1-S9G	14.2775	33.5136	110.5500	0.2366	5.2395
02193-06719	M9-C1-S10G	14.0364	33.5190	109.4505	0.1927	5.3649
02193-06720	M9-C1-S11G	14.1126	33.8291	110.4373	0.1741	5.4140
02193-06721	M9-C1-S12G	13.8839	32.3767	107.2293	0.1921	5.3996
02193-06722	M9-C1-S13G	13.5775	31.5570	103.9424	0.1673	5.2230
02193-06723	M9-C1-S14G	13.6091	33.2776	106.7903	0.1407	5.4510
02193-06724	M9-C1-S15G	13.9451	32.3922	105.0651	0.1252	5.3404
Límite de Cuantificación		0.0356	0.0237	0.0303	0.0031	0.1000

Métodos:

METALES TOTALES Y DISUELTOS EN AGUA POR ICP MS: Al, Sb, As, Ba, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Mn, Hg, Mo, Ni, Se, Ag, Ti, Th, U, V, Zn. METALES TOTALES Y DISUELTOS VALIDADOS: B, P, Sr, U, B, Na, Ca, Ti, Sn, Ce, Mg, Fe, K.

(*) METALES TOTALES Y DISUELTOS EN AGUA POR ICP MS: SI. EPA 200.8, Revision 5.4 1999 Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma mass spectrometry

Las muestras ingresaron al Laboratorio en cooler, con refrigerante y preservadas.

Los valores de metales corresponden al análisis de metales totales.

El Informe de Control de Calidad les será proporcionado a su solicitud.

Nota: Para una adecuada comparación e interpretación de los resultados analíticos se requiere que las muestras cumplan con los requerimientos de muestreo, manipulación y almacenamiento establecidos en las normas analíticas.

(*) Los métodos indicados no han sido acreditados por INDECOPI-SNA

Callao, 26 de Abril del 2013

Inspectorate Services Perú S.A.C.
A Bureau Veritas Group Company

ING. YANI MORALES H.
C.I.P. 135922
JEFE DE LABORATORIO MEDIO AMBIENTE

ANEXO 4: Diagrama de flujo propuesto para el tratamiento del agua residual minero metalúrgico de la Unidad Parcoy

